



HAL
open science

Impacts de l'Enherbement du Vignoble Alsacien sur le Transfert des Nitrates.

Julien Tournebize

► **To cite this version:**

Julien Tournebize. Impacts de l'Enherbement du Vignoble Alsacien sur le Transfert des Nitrates.. Dynamique des Fluides [physics.flu-dyn]. Université Louis Pasteur - Strasbourg I, 2001. Français. NNT: . tel-00003768

HAL Id: tel-00003768

<https://theses.hal.science/tel-00003768>

Submitted on 17 Nov 2003

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

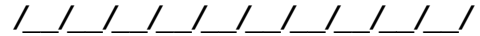
L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



UNIVERSITE LOUIS PASTEUR DE
STRASBOURG
INSTITUT DE MECANIQUE
DES FLUIDES ET DES SOLIDES
UMR CNRS 7507



N° attribué par la bibliothèque



THESE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE LOUIS PASTEUR DE STRASBOURG

Spécialité : Mécanique des Fluides

Par

Julien TOURNEBIZE

IMPACT DE L'ENHERBEMENT DU VIGNOBLE ALSACIEN SUR LE TRANSFERT DES NITRATES

Soutenance le 14 Décembre 2001 devant le jury constitué de :

Mmes.	M. TREMOLIERES	Présidente et Rapporteur interne
	C. GREGOIRE-HIMMLER	Examinatrice
MM.	J.P. GAUDILLERE	Rapporteur externe
	M. VOLTZ	Rapporteur externe
	P. ACKERER	Directeur de thèse



Thèse préparée au sein
du laboratoire du CEREG de l'ECOLE
NATIONALE DU GENIE DE L'EAU ET DE
L'ENVIRONNEMENT DE STRASBOURG
et de l'équipe d'HYDRODYNAMIQUE ET
TRANSFERTS EN MILIEU POREUX



THESE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE LOUIS PASTEUR DE STRASBOURG

Spécialité : Mécanique des Fluides

Par

Julien TOURNEBIZE

IMPACT DE L'ENHERBEMENT DU VIGNOBLE ALSACIEN SUR LE TRANSFERT DES NITRATES

Soutenance le 14 Décembre 2001 devant le jury constitué de :

Mmes.	M. TREMOLIERES	Présidente et Rapporteur interne
	C. GREGOIRE-HIMMLER	Examinatrice
MM.	J.P. GAUDILLERE	Rapporteur externe
	M. VOLTZ	Rapporteur externe
	P. ACKERER	Directeur de thèse

SOMMAIRE

SOMMAIRE	1
LISTE DES FIGURES.....	5
LISTE DES TABLEAUX	10
LISTES DES SYMBOLES	12
REMERCIEMENTS.....	14
INTRODUCTION GENERALE.....	17
CHAPITRE I : L'EAU ET L'AZOTE DANS LE SOL. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.	21
I.1. L'EAU DANS LE SOL : APPROCHE PAR BILAN HYDRIQUE.....	21
I.1.1. Cycle de l'eau et bilan hydrique.....	22
I.1.2. Les précipitations	24
I.1.3. L'évapotranspiration.....	24
I.1.4. Le ruissellement.....	24
I.1.5. L'eau dans le sol.....	25
I.1.6. Equation des écoulements en milieu non saturé : Equation de Richards	31
I.1.7. Le prélèvement hydrique racinaire.....	32
I.1.8. La demande atmosphérique et l'évapotranspiration	35
I.2. LE BILAN AZOTE	38
I.2.1. Les gains d'azote du sol.....	40
I.2.2. Transformation de l'azote dans le sol : échanges entre les formes minérales et organiques	40
I.2.3. Les pertes d'azote du système sol.....	43
I.2.4. La conceptualisation des échanges dans le sol	45
I.2.5. Absorption racinaire azotée	50
I.2.6. Le transfert d'azote dans le sol.....	51
I.3. LE MODELE SWMS (SIMUNEK ET AL., 1995).....	53
I.3.1. Motivations du choix du modèle.....	54
I.3.2. Prise en compte de la pente dans les modèles.....	55
I.3.3. SWMS_3D.....	55
I.3.4. Résolution numérique de l'équation d'écoulement	55
I.3.5. Résolution numérique de l'équation de transport	63
I.3.6. Les paramètres requis	67
I.4. CONCLUSION	67
CHAPITRE II : L'ASSOCIATION VIGNE/HERBE : BIBLIOGRAPHIE	71
II.1. UN PEU D'ÉCOLOGIE	71
II.1.1. Définition de l'enherbement	71
II.1.2. Les associations en agronomie.....	72
II.2. LA BIOLOGIE DE LA VIGNE	72
II.2.1. Le cycle biologique de la vigne	73
II.2.2. Quelques chiffres sur la production	74
II.2.3. Le système racinaire	74
II.2.4. Extension du système racinaire.....	74
II.2.5. Les méthodes d'étude :	75
II.2.6. La demande hydrique : EvapoTranspiration.....	76
II.2.7. La demande azotée	76
II.2.8. Premier bilan azoté bibliographique.....	78
II.3. L'ENHERBEMENT	79
II.3.1. Historique (ARAA, 1997 ; Cazet, 1997 ; CIVC, 4 mars 1998).....	79

II.3.2.	<i>Les différents types d'enherbement</i>	80
II.3.3.	<i>L'herbe ou couvert herbacé</i>	81
II.3.4.	<i>Les graminées</i>	81
II.4.	L'ASSOCIATION VIGNE/HERBE	85
II.4.1.	<i>Santé de la vigne</i>	86
II.4.2.	<i>Qualité du sol</i>	86
II.4.3.	<i>Stabilité du terrain</i>	87
II.4.4.	<i>Incidences sur la vigne</i>	87
II.4.5.	<i>Enracinement</i>	88
II.4.6.	<i>Production et qualité des vins</i>	89
II.4.7.	<i>Aspect économique</i>	89
II.4.8.	<i>Incidence sur le cycle de l'azote</i>	90
II.5.	ELEMENTS DE MODELISATION DE LA DEMANDE HYDRIQUE	90
II.5.1.	<i>Le partitionnement</i>	91
II.5.2.	<i>Pour la vigne</i>	93
II.5.3.	<i>L'évapotranspiration de l'herbe : ETPherbe</i>	94
II.5.4.	<i>L'évaporation du sol : EvapSol</i>	95
II.6.	ELEMENTS DE MODELISATION DE L'ABSORPTION AZOTEE	98
II.6.1.	<i>Le modèle STICS (Brisson et al., 1998; Brisson et INRA, 1999)</i>	99
II.6.2.	<i>Pour la vigne</i>	100
II.6.3.	<i>Pour l'herbe</i>	100
II.7.	CONCLUSION	101
CHAPITRE III : LE SITE EXPERIMENTAL.....		103
III.1.	LE VIGNOBLE ALSACIEN	103
III.2.	LE SITE DE ROUFFACH	104
III.2.1.	<i>Le bassin versant</i>	105
III.2.2.	<i>Le contexte climatique</i>	106
III.3.	LE CHOIX DES PARCELLES.....	112
III.3.1.	<i>Le cépage</i>	113
III.3.2.	<i>L'âge des vignes</i>	113
III.3.3.	<i>Mode de conduite et itinéraire technique</i>	113
III.4.	LE SOL DU SITE EXPERIMENTAL DE ROUFFACH.	114
III.4.1.	<i>Les fosses pédologiques</i>	116
III.4.2.	<i>La granulométrie</i>	116
III.4.3.	<i>La matière organique</i>	117
III.4.4.	<i>La densité apparente du sol</i>	119
III.4.5.	<i>Les profils d'azote organique</i>	120
III.4.6.	<i>Les caractérisations hydrodynamiques.</i>	122
III.4.7.	<i>Conclusion sur la caractérisation du sol</i>	126
III.5.	LES PARCELLES VITICOLES : CARACTERISATION DU SOL.....	126
III.5.1.	<i>Les profils racinaires</i>	127
III.5.2.	<i>Correspondance Matière Organique - Azote Organique - Profil Racinaire.</i> ..	131
III.5.3.	<i>Le couvert herbacé</i>	132
III.6.	L'INSTRUMENTATION	134
III.6.1.	<i>Contexte général</i>	135
III.6.2.	<i>Les tensiomètres</i>	136
III.6.3.	<i>La mesure d'humidité.</i>	138
III.6.4.	<i>Le ruissellement</i>	144
III.6.5.	<i>Récapitulatif du dispositif instrumental</i>	147
III.7.	CONCLUSION	148

CHAPITRE IV : ANALYSE DES MESURES ET CALCULS DES BILANS.....	151
IV.1. LE RUISELLEMENT	151
IV.1.1. <i>Volume ruisselé.....</i>	<i>151</i>
IV.1.2. <i>Les paramètres mesurés sur les eaux de ruissellement.....</i>	<i>155</i>
IV.1.3. <i>Impact de l'enherbement sur le ruissellement.....</i>	<i>156</i>
IV.2. ANALYSE DES DONNEES ISSUES DES CAPTEURS DU SOL	157
IV.2.1. <i>La température</i>	<i>157</i>
IV.2.2. <i>La teneur en eau</i>	<i>159</i>
IV.2.3. <i>La succion.....</i>	<i>165</i>
IV.2.4. <i>Les nitrates</i>	<i>170</i>
IV.3. MODELISATION DES BESOINS DE LA VIGNE ET DE L'HERBE.....	180
IV.3.1. <i>L'évapotranspiration.....</i>	<i>180</i>
IV.3.2. <i>Résultats des calculs des différentes évapotranspirations</i>	<i>184</i>
IV.3.3. <i>Le prélèvement azoté</i>	<i>189</i>
IV.3.4. <i>L'absorption azotée du couvert herbacé</i>	<i>194</i>
IV.4. CALCUL DES BILANS HYDRIQUES ET AZOTES A PARTIR DES MESURES ET DES VARIABLES ESTIMEES.....	196
IV.4.1. <i>Bilans hydriques</i>	<i>196</i>
IV.4.2. <i>Bilans azotés.....</i>	<i>200</i>
IV.5. CONCLUSIONS.....	202
IV.5.1. <i>Effets de l'enherbement vis à vis des transferts hydriques.....</i>	<i>203</i>
IV.5.2. <i>Effets de l'enherbement vis à vis des transferts de nitrate</i>	<i>204</i>
CHAPITRE V : MODELISATION MECANISTE DU DEVENIR DE L'EAU ET DE L'AZOTE NITRIQUE DANS LES SYSTEMES VIGNE/SOL NU ET VIGNE/HERBE- SOL NU A L'AIDE DU MODELE SWMS_3D.....	207
V.1. MAILLAGE ET GEOMETRIE	207
V.2. CONDITIONS AUX LIMITES	208
V.3. LES CONDITIONS INITIALES.....	209
V.4. LE MODELE SWMS_3D	210
V.4.1. <i>Les modifications apportées au code du modèle SWMS_3D</i>	<i>210</i>
V.4.2. <i>Jeu de paramètres.....</i>	<i>212</i>
V.4.3. <i>Critère de comparaison entre valeurs simulées et mesurées</i>	<i>213</i>
V.4.4. <i>Analyse des incertitudes de la modélisation.....</i>	<i>214</i>
V.5. RESULTATS DES SIMULATIONS.....	215
V.5.1. <i>Reproductibilité des Potentiels Matriciels</i>	<i>215</i>
V.5.2. <i>Reproductibilité des teneurs en eau.....</i>	<i>221</i>
V.5.3. <i>La concentration.....</i>	<i>225</i>
V.5.4. <i>Les bilans.....</i>	<i>232</i>
V.6. DISCUSSION	234
V.6.1. <i>sur la modélisation</i>	<i>234</i>
V.6.2. <i>Comparaison désherbée enherbée au niveau de la dynamique hydrique</i>	<i>239</i>
V.6.3. <i>Le drainage et le lessivage</i>	<i>240</i>
V.7. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES DU MODELE SWMS_3D.....	242
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	245
RESULTATS EXPERIMENTAUX	245
RESULTATS DE LA MODELISATION	247
L'ENHERBEMENT CONTRE LE LESSIVAGE DANS LE VIGNOBLE ALSACIEN :	247
PERSPECTIVES	248
BIBLIOGRAPHIE	249
ANNEXE 1 : L'EVAPOTRANSPIRATION (ALLEN ET AL., 1994).....	261

ANNEXE 2 : L'AZOTE	266
ANNEXE 3 : LA TECHNIQUE D'ENHERBEMENT	267
ANNEXE 4 : LA VIGNE	270
ANNEXE 5 : STICS	272
ANNEXE 6 : ETUDES PEDOLOGIQUE ET DE TERRAIN	277
ANNEXE 7 : RESULTATS DE LA SIMULATION.....	291
ANNEXE 8 : RECOMMANDATIONS	301

LISTE DES FIGURES

FIGURE 0.1 : CARTE DE POLLUTION PAR LES NITRATES DE LA NAPPE PHREATIQUE D'ALSACE (SOURCE APRONA, 1997) ET LOCALISATION DU VIGNOBLE ALSACIEN.....	18
FIGURE I-1 : L'EAU DANS LE SYSTEME SOL-PLANTE-ATMOSPHERE : PRINCIPAUX PROCESSUS (EN CARACTERES NORMAUX) ET RESERVOIRS (EN CARACTERES GRAS ITALIQUES) TIRE D'AMBROISE (1999).....	23
FIGURE I-2 : RAPPORT ENTRE L'EPaisseur DES PELLICULES D'EAU ET LA TENSION AVEC LAQUELLE L'EAU EST RETENUE (CALLOT <i>ET AL.</i> , 1982)	26
FIGURE I-3 : EXEMPLES DE PROFILS VERTICAUX DU POTENTIEL HYDRIQUE, SENS DES FLUX D'EAU, (1 : PHASE DE DRAINAGE DU SOL A LA NAPPE ; 2 : FLUX HYDRIQUE ASCENDANT DEPUIS LA NAPPE JUSQU'A LA SURFACE DU SOL ; 3 : SOL SEPARÉ EN DEUX PARTIES AU COMPORTEMENT HYDRODYNAMIQUE DISTINCT PAR UN PLAN DE FLUX NUL) D'APRES KUGLER (1988).....	27
FIGURE I-4 : TAUX D'HUMIDITE REMARQUABLES (MUSY ET SOUTTER, 1991).	28
FIGURE I-5 : REPRESENTATION SCHEMATIQUE DU BILAN D'ENERGIE DE JOUR AU NIVEAU DE LA SURFACE DE SOL. LES FLECHES INDIQUENT LE SENS DES FLUX ET LEUR LONGUEUR L'IMPORTANCE RELATIVE DE CHAQUE COMPOSANTE (A TITRE INDICATIF), INSPIRE DE GUYOT (1992).....	36
FIGURE I-6 : COMPARTIMENTS DE L'AZOTE DANS LE SOL (CORPEN, 1991)	39
FIGURE I-7 : CYCLE DE L'AZOTE SIMPLIFIE APPLIQUE A NOTRE OBJECTIF : LA LIXIVIATION.	45
FIGURE I-8 : EXEMPLE DE FONCTIONS DE TEMPERATURE 'FT(T)', ET D'HUMIDITE 'GH()' POUR LA MINERALISATION ET LA DENITRIFICATION.	48
FIGURE I-9 : LA DISPERSION HYDRODYNAMIQUE (BEAR ET VERRUIJT, 1987) A) ET B) DISPERSION CINEMATIQUE ; C) DIFFUSION MOLECULAIRE	52
FIGURE I-10 : SCHEMA DE LA FONCTION $A_{RAC}(H)$ VS H (LA SUCCION)	62
FIGURE I-11 : INTERACTIONS SOL-PLANTE-ATMOSPHERE DETERMINANT LES COMPORTEMENTS PHYSIQUES DU SOL.	68
FIGURE II-1 : CYCLE BIOLOGIQUE DE LA VIGNE	73
FIGURE II-2 : ASPECTS DE LA DISPOSITION DE SYSTEMES RADICULAIRES. A : ARAMON SUR RUPESTRIS DU LOT DE 7 ANS – B. VIGNE LARGE (3.50Mx1.14M) – C. VIGNE DE JEREZ, ESPAGNE – D. SOUCHE DE V. VINIFERA FRANCHE DE PIED, DE 40 ANS, EN TERRAIN INCULTE, CITE DANS HUGLIN ET SCHNEIDER, (1998).....	74
FIGURE II-3 : APPORTS D'AZOTE SOUS FORME NITRIQUE EN FONCTION DE LA SAISON, DE LA PERIODE VEGETATIVE ET DES BESOINS DE LA VIGNE.	78
FIGURE II-4 : BILAN AZOTE ANNUEL APPLIQUE A LA VIGNE (EN ROUGE LES PERTES OU CONSOMMATION, EN VERT LES GAINS D'AZOTE)	79
FIGURE II-5 : SCHEMA DES CYCLES VEGETATIFS DE LA PLANTE DE COUVERTURE HERBACEE ET DE LA VIGNE.....	81
FIGURE II-6 : PHOTOGRAPHIE DE RAY-GRASS SUR LE SITE ET SCHEMA SIMPLIFIE DE RAY-GRASS ANGLAIS (A : TIGE, B : FEUILLE, C : ETAMINE, D : EPILLET, E : GLUME).	82
FIGURE II-7 : PROFIL RACINAIRE MOYEN DE LA FETUQUE (MORLAT, 1987) ET PHOTOGRAPHIE D'UN PROFIL RACINAIRE DE RAY-GRASS.	83
FIGURE II-8 : LESSIVAGE D'AZOTE-NITRIQUE POUR UNE TERRE CULTIVEE ET UN ENHERBEMENT, SEUIL D'EFFICACITE DE PIEGE A NITRATE DE L'ENHERBEMENT (JUERGENS-GSCHWIND, 1989).	84
FIGURE II-9 : EXEMPLE DE PROFILS RACINAIRES DE LA VIGNE EXPRIMES EN POURCENTAGE DU NOMBRE DE RACINES DE VIGNE SELON L'ITINERAIRE TECHNIQUE (MORLAT, 1981).....	88
FIGURE II-10 : ORGANISATION MODULAIRE DE STICS, (BRISSON AND INRA, 1999).	99
FIGURE II-11 : RELATIONS CAUSALES DE PRELEVEMENT AZOTE PAR UN COUVERT HERBACE.	101
FIGURE III-1 : LOCALISATION DU VILLAGE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	104
FIGURE III-2 : BASSIN VERSANT DU LEGTA DE ROUFFACH (68, FRANCE), SOURCE (FOND DE CARTE : IGN N°3719, OCCUPATION DU SOL : CORIN LAND COVER, DELIMITATION : ENGEES).....	105
FIGURE III-3 : STATION METEOROLOGIQUE DU DOMAINE DU HOHRAIN (ROUFFACH, 68, FRANCE).	107
FIGURE III-4 : PRECIPITATIONS ANNUELLES DE 1946 A 1997, SITE DE ROUFFACH (GREGOIRE-HIMMLER, 1998).108	108
FIGURE III-5 : PRECIPITATIONS MENSUELLES MOYENNES DE 1946 A 1998, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	108
FIGURE III-6 : PLUVIOMETRIES MENSUELLES DES ANNEES 1998, 1999, 2000, COMPAREES A LA MOYENNE, SUR LE SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).....	109
FIGURE III-7 : RAPPORT A LA NORMALE DES PRECIPITATIONS (EN %). PERIODE DU 01/04/2000 AU 30/06/2000, (STATIONS D'ALTITUDE<1000 M), (SOURCE METEFRANCE, (BOURDETTE, 2000)).....	111
FIGURE III-8 : ECART A LA NORMALE DE LA TEMPERATURE MOYENNE. PERIODE DU 01/04/2000 AU 30/06/000, (STATIONS D'ALTITUDE <500 M), (SOURCE METEOPRANCE, (BOURDETTE, 2000)).....	111
FIGURE III-9 : EVOLUTION DE LA CONCENTRATION EN NITRATES DE L'EAU DE PLUIE RECUEILLIE DEPUIS MAI 2000, SUR LE SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	112

FIGURE III-10 : SCHEMA DU VIGNOBLE DU DOMAINE DU HOHRAIN, AVEC CHOIX DES IMPLANTATIONS DES PARCELLES EXPERIMENTALES.....	113
FIGURE III-11 : PEDOLOGIE GENERALE DU DOMAINE DE L'ECOLE, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE), DH, DB, EB CORRESPONDENT AUX FOSSES DESHERBEE HAUTE, DESHERBEE BASSE ET ENHERBEE BASSE.....	115
FIGURE III-12 : SCHEMA DES PROFILS PEDOLOGIQUES DU SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE) EN DATE DU 5 MAI 1999, HORIZON A (HUMUS), HORIZON LABOURE L, HORIZON B OU SCAK, HORIZON C ALTERATION, HORIZON M ROCHE MERE LOESS.	116
FIGURE III-13 : TEXTURE DU SOL DE ROUFFACH (68, FRANCE), A L'AIDE DU DIAGRAMME DE CLASSIFICATION DETAILLEE DES TEXTURES DE JAMAGNE, (1967) MODIFIE.	117
FIGURE III-14 : PROFIL DE MATIERE ORGANIQUE AU 5 MAI 1999, A ROUFFACH (68, FRANCE), EN PARCELLES ENHERBEE ET DESHERBEE.	118
FIGURE III-15 : PROFIL DE DENSITE APPARENTE DE LA PARCELLE ENHERBEE, ROUFFACH (68, FRANCE). LES BARRES HORIZONTALES CORRESPONDENT A L'ECART TYPE SUR LES MESURES.	120
FIGURE III-16 : PROFIL DE DENSITE APPARENTE DE LA PARCELLE DESHERBEE, ROUFFACH, (68, FRANCE). LES BARRES HORIZONTALES CORRESPONDENT A L'ECART TYPE SUR LES MESURES.	120
FIGURE III-17 : PROFIL D'AZOTE TOTAL (KGNT/HA) POUR LES FOSSES (A) DESHERBEE HAUT, (B) DESHERBEE BAS, LE 5 MAI 1999, ROUFFACH (68, FRANCE).....	121
FIGURE III-18 : PROFIL D'AZOTE TOTAL (N KG/HA) EN PARCELLE ENHERBEE BAS, LE 5 MAI 1999, ROUFFACH, (68, FRANCE).	122
FIGURE III-19 : CUMUL DES TENEURS EN AZOTE TOTAL (N KG/HA) SUR LES TROIS FOSSES (EB, DB, DH), LE 5 MAI 1999, ROUFFACH (68, FRANCE).....	122
FIGURE III-20 : COURBE DE RETENTION EN ECHELLE LOGARITHMIQUE POUR LA COUCHE DE SOL 0-30 CM DE PROFONDEUR, DES PARCELLES ENHERBEE, DESHERBEE ET DE CELLE D'UN SOL LIMONEUX ARGILEUX (SOURCE VAN GENUCHTEN <i>ET AL.</i> , (1991)), SOL DE ROUFFACH (68, FRANCE).....	124
FIGURE III-21 : DENSITES RACINAIRES EN CM/CM ³ DE PIEDS DE VIGNE DE PARCELLES ENHERBEES, A GAUCHE, DESHERBEES A DROITE, POUR LE SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	129
FIGURE III-22 : PROFILS RACINAIRES SIMPLIFIES DES PARCELLES ENHERBEE ET DESHERBEE EN POURCENTAGE DE RACINES.....	130
FIGURE III-23 : SCHEMA DE LA GEOMETRIE RACINAIRE D'UN PIED DE VIGNE.	131
FIGURE III-24 : EVOLUTION DU COUVERT HERBACE DE LA PARCELLE ENHERBEE, EN POURCENTAGE DE COUVERTURE DE L'INTER-RANG, PERIODE AVRIL-DECEMBRE 1999, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).....	133
FIGURE III-25 : EVOLUTION DU COUVERT HERBACE DE LA PARCELLE ENHERBEE, EN POURCENTAGE DE COUVERTURE DE L'INTER-RANG, PERIODE MAI-OCTOBRE 2000, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).....	134
FIGURE III-26 : PROFONDEURS DE SUIVI DES CAPTEURS SUR SITE.....	135
FIGURE III-27 : MORPHOMETRIE DU SITE INSTRUMENTE, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	136
FIGURE III-28 : COMPARAISON DU POTENTIEL MATRICIEL DU SOL A LA PROFONDEUR DE 30CM EN INTER-RANG DE LA PARCELLE ENHERBEE, DE JUIN 1998 A SEPTEMBRE 1999, (ROUFFACH, 68, FRANCE).	137
FIGURE III-29 : SCHEMAS DE LA SONDE TDR TRIME DE IMKO (TRIME-FM, 1998).	139
FIGURE III-30 : EXEMPLE DE VARIATION DE TENEUR EN EAU SUR UNE SECTION DU TUBE DR2 A LA PROFONDEUR DE 82 CM LE 21/06/99, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	140
FIGURE III-31 : PHOTOGRAPHIE DE LA SONDE TDR TRIME DE IMKO, AVEC LA TARIERE POUR LA COMPARAISON DES MESURES, SUR LA PARCELLE ENHERBEE, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	141
FIGURE III-32 : EQUIPEMENT PRATIQUE (POMPE A VIDE ELECTRIQUE, FLACON, GLACIERE) POUR LE PRELEVEMENT DE LA SOLUTION DU SOL, SUR LA STATION 4 DE LA PARCELLE DESHERBEE, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	144
FIGURE III-33 : DISPOSITIF DE SUIVI DU RUISSELLEMENT, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	146
FIGURE III-34 : SCHEMA RECAPITULATIF DU MATERIEL PRESENT SUR UNE STATION DE MESURE, DES VARIABLES QU'IL PERMET DE SUIVRE ET DES METHODES DE DETERMINATION DU DRAINAGE DR (MM), DU STOCK D'EAU (MM) ET DE NITRATE (KG/HA) PRESENT DANS UNE TRANCHE DE SOL DZ ET DU LESSIVAGE L (KG/HA).	149
FIGURE IV-1 : VOLUME RUISSELE EN FONCTION DE LA PLUVIOMETRIE MESUREE ENTRE DEUX VISITES, POUR LES PLACETTES DESHERBEES (DH ET DB), DE MAI 1998 A OCTOBRE 2000, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	152
FIGURE IV-2 : VOLUME RUISSELE EN FONCTION DE LA PLUVIOMETRIE MESUREE ENTRE DEUX VISITES, POUR LA PLACETTE ENHERBEE, DE MAI 1998 A OCTOBRE 2000, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	152
FIGURE IV-3 : EVOLUTION DES COEFFICIENTS DE RUISSELLEMENT SUR LES PLACETTES DESHERBEES (HAUT ET BAS) ET ENHERBEE, ET DE LA PLUVIOMETRIE MESUREE ENTRE DEUX VISITES, PERIODE DE MAI 1998 A OCTOBRE 2000, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	153
FIGURE IV-4 : COMPARAISON DES VOLUMES, FLUX ET PERTE EN TERRE RUISSELES ENTRE PLACETTES DESHERBEES (DB ET DH) ET PLACETTE ENHERBEE (EB), SUR LA PERIODE DE MAI 1998 A SEPTEMBRE 2000, SUR LE SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	156

FIGURE IV-5 : EVOLUTION DES TEMPERATURES SELON LA PROFONDEUR (CM), DANS LES PARCELLES ENHERBEE ET DESHERBEE DE MAI 1998 A OCTOBRE 2000, SUR LE SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).....	158
FIGURE IV-6 : EVOLUTION DES TEMPERATURES SUR LES PARCELLES ENHERBEE ET DESHERBEE.	159
FIGURE IV-7 : EVOLUTION DES STOCKS MOYENS (ECART TYPE EN BARRE POINTILLEE HORIZONTALE) EN EAU EN PARCELLE DESHERBEE RANG ET INTER-RANG, (DR, DI) AINSI QU'EN PARCELLE ENHERBEE RANG ET INTER-RANG (ER, EI), ET PLUVIOMETRIE CORRESPONDANTE, SUR LE SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE), ENTRE JUILLET 1998 ET OCTOBRE 2000.	161
FIGURE IV-8 : PROFILS D'HUMIDITE EN PARCELLE DESHERBEE SOUS LE RANG.	163
FIGURE IV-9 : PROFILS D'HUMIDITE EN PARCELLE ENHERBEE DANS L'INTER-RANG.	163
FIGURE IV-10 : EVOLUTION DU POTENTIEL MATRICIEL MOYEN EN PARCELLES ENHERBEE ET DESHERBEE AUX DIFFERENTES PROFONDEURS DE SUIVI, DE MAI 1998 A OCTOBRE 2000, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE). 167	
FIGURE IV-11 : ANTAGONISME DES POTENTIELS MATRICIELS ET DES DEMANDES EVAPOTRANSPIRATIVES CALCULEES PAR LA FORMULE DE PENMAN, POUR LA PARCELLE ENHERBEE A 30 CM DE PROFONDEUR, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	168
FIGURE IV-12 : COMPARAISON DES POTENTIELS MATRICIELS POUR METTRE EN EVIDENCE LES EFFETS DE RANG EN PARCELLE ENHERBEE (E, ER ET EI, FIGURE DU HAUT) ET EN PARCELLE DESHERBEE (D, DR ET DI, FIGURE DU BAS) A 30 CM DE PROFONDEUR, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	169
FIGURE IV-13 : EVOLUTION DES CONCENTRATIONS MOYENNES EN NITRATES (MG/L) PAR PROFONDEUR DE MESURE, (TOUTES STATIONS, RANG+INTERRANG) SUR LA PERIODE DU SUIVI EN PARCELLES ENHERBEE ET DESHERBEE, AUX DIFFERENTES PROFONDEURS D'ETUDE, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).....	174
FIGURE IV-14 : EVOLUTION DES STOCKS MOYENS D'AZOTE NITRIQUE, SUR LES STATIONS 1 A 4 POUR LES PARCELLES ENHERBEE ET DESHERBEE, CALCULES SUR 1.20 M DE SOL, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE). 176	
FIGURE IV-15 : SUPERPOSITION DES COURBES DE CONCENTRATIONS MOYENNES EN NITRATES (MG/L) ET DE LA FONCTION CINETIQUE DE MINERALISATION (HUMIDITE ET TEMPERATURE), POUR LA PROFONDEUR 30 CM DES PARCELLES ENHERBEE ET DESHERBEE POUR LA PERIODE DE JUIN 1998 A OCTOBRE 2000, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE). LES ELLIPSES INDIQUENT LES PERIODES FAVORABLES A LA MINERALISATION.	177
FIGURE IV-16 : COMPARAISON DES CONCENTRATIONS MOYENNES DE NITRATES SOUS LE RANG ET DANS L'INTER-RANG A 30 CM DE PROFONDEUR EN PARCELLE DESHERBEE, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	178
FIGURE IV-17 : COMPARAISON DES CONCENTRATIONS MOYENNES DE NITRATES SOUS LE RANG ET DANS L'INTER-RANG A 30 CM DE PROFONDEUR EN PARCELLE ENHERBEE, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).....	178
FIGURE IV-18 : EVOLUTION DES CONCENTRATIONS MOYENNES EN NITRATE SUR TOUS LES POINTS DE MESURES, EN PARCELLES ENHERBEE ET DESHERBEE, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	179
FIGURE IV-19 : PRINCIPE DU CALCUL DES ETP.	181
FIGURE IV-20 : SCHEMA DE DETERMINATION DES RAYONNEMENTS ABSORBES PAR LA VIGNE (RAV) EN FONCTION DU RAYONNEMENT TOTAL GLOBAL (RG), DU RAYONNEMENT DIFFUS (RD), DU RAYONNEMENT INTERCEPTE DIRECT (Ri), DU RAYONNEMENT REFLECHI (RR).....	182
FIGURE IV-21 : COMPARAISON ETP CALCULEE (ROUFFACH) ET ETP METEOFRANCE (MEYENHEIM, DISTANT DE 7 KM) EN 1999.	185
FIGURE IV-22 : EVOLUTION DE L'EVAPOTRANSPIRATION DE REFERENCE ET DE LA TRANSPIRATION DE LA VIGNE A ROUFFACH DU 01/01/98 AU 30/10/00 186	
FIGURE IV-23 : EVOLUTION DES EVAPOTRANSPIRATIONS SIMULEES POTENTIELLE ET REELLE DU COUVERT HERBACE (TRAIT PLEIN ROUGE : ETP, GROS TRAIT POINTILLE VERT : ETR) DU 01/01/98 AU 30/10/00 A ROUFFACH (68, FRANCE).	187
FIGURE IV-24 : EVOLUTION DE L'EVAPORATION SIMULEE DU SOL NU DU 01/01/98 AU 30/10/00, A ROUFFACH (68, FRANCE).....	188
FIGURE IV-25 : FORME ET DIMENSION D'UN PIED DE VIGNE SIMULE (UNITE : CM).....	191
FIGURE IV-26 : COURBES DES INDICES FOLIAIRES OBSERVES ET INTERPOLES (LAI EN M ² /M ²) EN FONCTION DU TEMPS (JOUR JULIEN) EN 1998 ET EQUIVALENTS EN 1999, POUR LE SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	192
FIGURE IV-27 : ABSORPTION D'AZOTE PAR LA VIGNE, EN KGN/HA/J, SIMULEE PAR STICS POUR LA PERIODE DE 01/01/98 AU 30/09/2000 ET POUR LE SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).....	194
FIGURE IV-28 : AZOTE IMMOBILISEE (NKG/HA) PAR LA BIOMASSE AERIENNE DU COUVERT HERBACE (DEDUIT DES OBSERVATIONS ET DE LA SIMULATION), DU 01/01/99 AU 31/12/00, SITE DE ROUFFACH (68) 195	
FIGURE IV-29 : PART DES DIFFERENTS TERMES DU BILAN HYDRIQUE POUR LES TROIS ITINERAIRES TECHNIQUES ETUDIES, SUR LE SITE DE ROUFFACH POUR LA PERIODE 01/10/99 AU 30/09/00.....	198
FIGURE V-1 : SCHEMA SIMPLIFIE DU MAILLAGE DU DOMAINE MODELISE.	208
FIGURE V-2 : TEMPERATURES MOYENNES SIMULEES (EN SURFACE ET A 30 CM DE PROFONDEUR) ET TEMPERATURES MESUREES SUR LES 3 ANNEES DE SUIVI DU SITE DE ROUFFACH.	211
FIGURE V-3 : COMPARAISON DES POTENTIELS MATRICIELS A 30 ET 60 CM DE PROFONDEUR ENTRE OBSERVATIONS ET VARIABLES SIMULEES DANS LE RANG ET L'INTER-RANG DE LA PARCELLE DESHERBEE (ROUFFACH,	

FRANCE) ENTRE LE 01/10/1998 ET LE 30/10/2000. D : DESHERBEE, R : SOUS LE RANG, IR : SOUS L'INTER-RANG, 1 A 4 : STATION DE MESURE, 100, 133, 166 : POSITION PAR RAPPORT AU PIED DE VIGNE.	217
FIGURE V-4 : COMPARAISON DES POTENTIELS MATRICIELS A 90 ET 120 CM DE PROFONDEUR ENTRE OBSERVATIONS ET VARIABLES SIMULEES DANS LE RANG ET L'INTER-RANG DE LA PARCELLE DESHERBEE (ROUFFACH, FRANCE) ENTRE LE 01/10/1998 ET LE 30/10/2000. D : DESHERBEE, R : SOUS LE RANG, IR : SOUS L'INTER-RANG, 1 A 4 : STATION DE MESURE, 100, 133, 166 : POSITION PAR RAPPORT AU PIED DE VIGNE.	218
FIGURE V-5 : COMPARAISON DES POTENTIELS MATRICIELS A 30 ET 60 CM DE PROFONDEUR ENTRE OBSERVATIONS ET VARIABLES SIMULEES DANS LE RANG ET L'INTER-RANG DE LA PARCELLE ENHERBEE 1/2 (ROUFFACH, FRANCE) ENTRE LE 01/10/1998 ET LE 30/10/2000. E : ENHERBEE, R : SOUS LE RANG, IR : SOUS L'INTER-RANG, 1 A 4 : STATION DE MESURE, 100, 133, 166 : POSITION PAR RAPPORT AU PIED DE VIGNE.	219
FIGURE V-6 : COMPARAISON DES POTENTIELS MATRICIELS A 90 ET 120 CM DE PROFONDEUR ENTRE OBSERVATIONS ET VARIABLES SIMULEES DANS LE RANG ET L'INTER-RANG DE LA PARCELLE ENHERBEE 1/2 (ROUFFACH, FRANCE) ENTRE LE 01/10/1998 ET LE 30/10/2000. E : ENHERBEE, R : SOUS LE RANG, IR : SOUS L'INTER-RANG, 1 A 4 : STATION DE MESURE, 100, 133, 166 : POSITION PAR RAPPORT AU PIED DE VIGNE.	220
FIGURE V-7 : EVOLUTION DES TENEURS EN EAU SIMULEES ET OBSERVEES SOUS LE RANG ET DANS L'INTER-RANG, A 30 ET 60 CM DE PROFONDEUR EN PARCELLE DESHERBEE (ROUFFACH, FRANCE) ENTRE LE 01/10/1998 ET LE 30/10/2000. D : DESHERBEE, R : SOUS LE RANG, IR : SOUS L'INTER-RANG, 1 A 4 : STATION DE MESURE, 100, 133, 166 : POSITION PAR RAPPORT AU PIED DE VIGNE.	222
FIGURE V-8 : EVOLUTION DES TENEURS EN EAU SIMULEES ET OBSERVEES SOUS LE RANG ET DANS L'INTER-RANG, A 90 ET 120 CM DE PROFONDEUR EN PARCELLE DESHERBEE (ROUFFACH, FRANCE) ENTRE LE 01/10/1998 ET LE 30/10/2000. D : DESHERBEE, R : SOUS LE RANG, IR : SOUS L'INTER-RANG, 1 A 4 : STATION DE MESURE, 100, 133, 166 : POSITION PAR RAPPORT AU PIED DE VIGNE.	223
FIGURE V-9 : EVOLUTION DES TENEURS EN EAU SIMULEES ET OBSERVEES SOUS LE RANG ET DANS L'INTER-RANG, A 30 ET 60 CM DE PROFONDEUR EN PARCELLE ENHERBEE 1/2 (ROUFFACH, FRANCE) ENTRE LE 01/10/1998 ET LE 30/10/2000. E : ENHERBEE, R : SOUS LE RANG, IR : SOUS L'INTER-RANG, 1 A 4 : STATION DE MESURE, 100, 133, 166 : POSITION PAR RAPPORT AU PIED DE VIGNE.	224
FIGURE V-10 : EVOLUTION DES TENEURS EN EAU SIMULEES ET OBSERVEES SOUS LE RANG ET DANS L'INTER-RANG, A 90 ET 120 CM DE PROFONDEUR EN PARCELLE ENHERBEE 1/2 (ROUFFACH, FRANCE) ENTRE LE 01/10/1998 ET LE 30/10/2000. E : ENHERBEE, R : SOUS LE RANG, IR : SOUS L'INTER-RANG, 1 A 4 : STATION DE MESURE, 100, 133, 166 : POSITION PAR RAPPORT AU PIED DE VIGNE.	225
FIGURE V-11 : EVOLUTION DES CONCENTRATIONS SIMULEES ET OBSERVEES A 30 ET 60 CM DE PROFONDEUR EN PARCELLE DESHERBEE (ROUFFACH, FRANCE) ENTRE LE 01/10/1998 ET LE 30/10/2000. D : DESHERBEE, R : SOUS LE RANG, IR : SOUS L'INTER-RANG, 1 A 4 : STATION DE MESURE, 100, 133, 166 : POSITION PAR RAPPORT AU PIED DE VIGNE.	226
FIGURE V-12 : EVOLUTION DES CONCENTRATIONS SIMULEES ET OBSERVEES A 90 ET 120 CM DE PROFONDEUR EN PARCELLE DESHERBEE (ROUFFACH, FRANCE) ENTRE LE 01/10/1998 ET LE 30/10/2000. D : DESHERBEE, R : SOUS LE RANG, IR : SOUS L'INTER-RANG, 1 A 4 : STATION DE MESURE, 100, 133, 166 : POSITION PAR RAPPORT AU PIED DE VIGNE.	227
FIGURE V-13 : EVOLUTION DES CONCENTRATIONS SIMULEES (AVANT MODIFICATION DU COEFFICIENT DE MINERALISATION) ET OBSERVEES A 30 ET 60 CM DE PROFONDEUR EN PARCELLE ENHERBEE 1/2 (ROUFFACH, FRANCE) ENTRE LE 01/10/1998 ET LE 30/10/2000. E : ENHERBEE, R : SOUS LE RANG, IR : SOUS L'INTER-RANG, 1 A 4 : STATION DE MESURE, 100, 133, 166 : POSITION PAR RAPPORT AU PIED DE VIGNE.	229
FIGURE V-14 : EVOLUTION DES CONCENTRATIONS SIMULEES (AVANT MODIFICATION DU COEFFICIENT DE MINERALISATION) ET OBSERVEES A 90 ET 120 CM DE PROFONDEUR EN PARCELLE ENHERBEE 1/2 (ROUFFACH, FRANCE) ENTRE LE 01/10/1998 ET LE 30/10/2000. E : ENHERBEE, R : SOUS LE RANG, IR : SOUS L'INTER-RANG, 1 A 4 : STATION DE MESURE, 100, 133, 166 : POSITION PAR RAPPORT AU PIED DE VIGNE.	230
FIGURE V-15 : EVOLUTION DES CONCENTRATIONS SIMULEES (APRES MODIFICATION DU COEFFICIENT DE MINERALISATION) ET OBSERVEES A 30 ET 60 CM DE PROFONDEUR EN PARCELLE ENHERBEE 1/2 (ROUFFACH, FRANCE) ENTRE LE 01/10/1998 ET LE 30/10/2000. E : ENHERBEE, R : SOUS LE RANG, IR : SOUS L'INTER-RANG, 1 A 4 : STATION DE MESURE, 100, 133, 166 : POSITION PAR RAPPORT AU PIED DE VIGNE.	231
FIGURE V-16 : SPATIALISATION DE LA CONCENTRATION SIMULEE EN NITRATE (G/L) SUR UN TRANSECT RANG/INTER-RANG, EN PARCELLE DESHERBEE AUX DATES 26/08/99 (JOUR 300), 24/11/99 (JOUR 450) ET 22/02/00 (JOUR 520).	236
FIGURE V-17 : POTENTIEL MATRICIEL SIMULE DANS UN TRANSECT RANG/INTER-RANG D'UNE PARCELLE ENHERBEE UN RANG SUR DEUX AUX DATES DES 27/07/99 (300), 26/08/99 (330) ET 25/10/99 (390).	237
FIGURE V-18 : POTENTIEL MATRICIEL SIMULE DANS UN TRANSECT RANG/INTER-RANG D'UNE PARCELLE DESHERBEE AUX DATES DES 27/07/99 (300), 26/08/99 (330) ET 25/10/99 (390).	238

FIGURE V-19 : COMPARAISON DES POTENTIELS MATRICIELS MOYENS SIMULES POUR LES PARCELLES DESHERBEE ET ENHERBEE 1/2 POUR LA PERIODE DU 01/10/1998 AU 31/10/2000.....	240
FIGURE V-20 : DRAINAGE SIMULE JOURNALIER (A PARTIR DU 01/10/1998) EN PARCELLES DESHERBEE ET ENHERBEE UN RANG SUR DEUX ET TOUS LES RANGS. LES JOURS 240 ET 480 CORRESPOND AUX 28/05/1999 ET 23/01/2000.....	241
FIGURE V-21 : LESSIVAGE SIMULE JOURNALIER (A PARTIR DU 01/10/1998) EN PARCELLES DESHERBEE ET ENHERBEE UN RANG SUR DEUX ET TOUS LES RANGS. LES JOURS 240 ET 480 CORRESPOND AUX 28/05/1999 ET 23/01/2000.....	242

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU II-1 : PRODUCTION, RENDEMENT, EXPORTATION EN ELEMENTS NUTRITIFS (AZOTE), MOYEN ET ANNUEL POUR LES DIFFERENTS CEPAGES D'ALSACE (D'APRES MAROCKE <i>ET AL.</i> , 1976, CITE PAR HUGLIN ET SCHNEIDER (1998))	77
TABLEAU II-2 : COMPARAISON DES EVAPOTRANSPIRATIONS SUR DIFFERENTS SITES, TIREE DE BALLIF (1994)	83
TABLEAU II-3 : EXEMPLE DE MISE EN EVIDENCE DES EFFETS PIEGES A NITRATE DE L'ENHERBEMENT SELON L'UTILISATION DU SOL PAR LA QUANTITE LESSIVEE (KGN/HA/AN), TIRE DE JUERGENS-GSCHWING (1989) ..	85
TABLEAU III-1 : CARACTERISTIQUES PHYSIQUES ET MORPHOMETRIQUES DES BASSINS VERSANTS TOPOGRAPHIQUE ET HYDRAULIQUE DE ROUFFACH, (68, FRANCE) (DUPLOUY, 1998)	106
TABLEAU III-2 : CARACTERISTIQUES DE LA PLUVIOMETRIE ANNUELLE DE ROUFFACH DE 1946 A 1998.....	107
TABLEAU III-3 : RECAPITULATIF DES CARACTERISTIQUES METEOROLOGIQUES DES ANNEES 1998, 1999, 2000, COMPAREES AUX MOYENNES ISSUES DES STATIONS CLIMATIQUES DE ROUFFACH ET DE COLMAR. * MOYENNE CALCULEE DE 1991 A 2000.	111
TABLEAU III-4 : TENEUR MOYENNE EN MATIERE ORGANIQUE SUR LES PROFILS DES PARCELLES ENHERBEE (EB) ET DESHERBEE (DB ET DH), MAI 1999, ROUFFACH (68, FRANCE)	118
TABLEAU III-5 : PARAMETRES DE CARACTERISATION HYDRODYNAMIQUE EN PARCELLE ENHERBEE, ISSUS DU CALAGE PAR RETC, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE)	123
TABLEAU III-6: PARAMETRES DE CARACTERISATION HYDRODYNAMIQUE EN PARCELLE DESHERBEE ISSUS DU CALAGE PAR RETC, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE)	123
TABLEAU III-7 : VALEURS RENCONTREES DANS VAN GENUCHTEN <i>ET AL.</i> , (1991), POUR LA CARACTERISATION HYDRODYNAMIQUE.	124
TABLEAU III-8 : CONDUCTIVITES HYDRAULIQUES OBTENUES EN LABORATOIRE POUR LES PARCELLES ENHERBEE ET DESHERBEE A PARTIR DES ECHANTILLONS DU SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).....	125
TABLEAU III-9 : CARACTERISTIQUES VITICOLES DES PARCELLES D'ETUDE DU SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE). U : UNITE D'AZOTE SOIT KGN/HA, NC : NON COMMUNIQUE	126
TABLEAU III-10 : PARAMETRES PERTINENTS DES PROFILS ETABLIS EN PARCELLES ENHERBEE ET DESHERBEE, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE)	128
TABLEAU III-11 : EXEMPLE DE COMPARAISON DES TENEURS EN EAU OBTENUES PAR LA METHODE GRAVIMETRIQUE ET PAR LA SONDE TDR, AVRIL-JUILLET-SEPTEMBRE 1999, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE)	141
TABLEAU III-12 : CALCUL DES PLUIES MAXIMALES JOURNALIERES (MM), SUR LE SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE)	145
TABLEAU III-13 : TABLEAU RECAPITULATIF DE L'INSTRUMENTATION DU SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE)	148
TABLEAU IV-1 : VOLUMES ET QUANTITES D'EAU RUISSELE PAR PERIODE (ETE 1998 A ETE 2000) SUR LES PLACETTES DE SUIVI, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE)	154
TABLEAU IV-2 : EVOLUTION DES CONCENTRATIONS ET DES FLUX EN NITRATE DES EAUX DE RUISSELLEMENTS PAR PERIODE (ETE 1998 A ETE 2000), POUR LES PARCELLES DESHERBEE (DB ET DH) ET ENHERBEE (EB), SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE)	155
TABLEAU IV-3 : COEFFICIENTS DE VARIATIONS (%) DES MESURES DE SUCCION EN PARCELLES ENHERBEE ET DESHERBEE, (VARIATIONS SUR TOUTES LES MESURES, SUR LES MESURES SAISONNIERES DE L'ETE 1998 A ETE 2000, AU NIVEAU DES RANG ET/OU INTER-RANG), SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).....	165
TABLEAU IV-4 : DISTRIBUTION SPATIALE ET STATISTIQUES DES CONCENTRATIONS EN NITRATES (MG/L) DANS LA SOLUTION DU SOL DANS LES DEUX PARCELLES (ENHERBEE ET DESHERBEE), POUR DEUX DATES DE PRELEVEMENT (28 OCTOBRE 1998 ET 24 MAI 2000), SUR LE SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE). LES DONNEES MANQUANTES SONT DUES A DES PRELEVEMENTS NULS PAR LES BOUGIES POREUSES.	172
TABLEAU IV-5 : COMPARAISON DE LA TRANSPIRATION MOYENNE DE LA VIGNE SIMULEE POUR LE SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE) AVEC LES EXPERIENCES MENEES, PROVENANT DE LA BIBLIOGRAPHIE.....	185
TABLEAU IV-6 : RESULTATS DES SIMULATIONS DES ETP (TRANSPIRATION DE LA VIGNE, EVAPOTRANSPIRATION D'UN EQUIVALENT ENHERBE TOUTS LES RANGS ET EVAPORATION DU SOL NU, EN MM PAR HECTARE DE COUVERTURE) SOMMEES PAR PERIODE, POUR LE SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).....	189
TABLEAU IV-7 : CORRESPONDANCE ENTRE LES STADES DE DEVELOPPEMENT PRIS EN COMPTE DANS LE LOGICIEL STICS ET CEUX DE LA VIGNE.	191
TABLEAU IV-8 : OBJECTIFS ET RESULTATS DE PRODUCTION DE LA VIGNE PAR SIMULATION PAR STICS, APPLIQUEE SUR LE SITE DE ROUFFACH.....	193
TABLEAU IV-9 : TERMES ET RESULTATS DES BILANS HYDRIQUES CALCULES SUR LES PERIODES DE SUIVI (OCTOBRE 1998 A SEPTEMBRE 2000) EN PARCELLES DESHERBEE, ENHERBEE 1/2 ET ENHERBEE 1/1, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE) (* : LA VARIATION DE STOCK EN PARCELLE ENHERBEE 1/1 NON MESUREE EST IDENTIQUE A CELLE DE LA PARCELLE ENHERBEE 1/2).....	197

TABLEAU IV-10 : LAMES DRAINANTES CALCULEES A PARTIR DES VARIATIONS DE TENEUR EN EAU ET DES GRADIENTS HYDRAULIQUES EN PARCELLES DESHERBEE ET ENHERBEE 1/2, SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE).	199
TABLEAU IV-11 : ESTIMATION ET QUANTIFICATION DU PHENOMENE DES PLEURS EN PARCELLES DESHERBEE ET ENHERBEE 1/2 POUR LES PERIODES DU 01/10/98 AU 30/09/00, SUR LE SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE). .	199
TABLEAU IV-12 : LIXIVIATION D'AZOTE NITRIQUE, MOYENNE (ECART TYPE) SOUS LES PARCELLES DESHERBEE ET ENHERBEE 1/2 DU SITE DE ROUFFACH (68, FRANCE)	201
TABLEAU IV-13 : BILAN D'AZOTE NITRIQUE POUR L'ANNEE CIVILE 1999 ET L'ANNEE HYDROLOGIQUE 99/00. ...	202
TABLEAU V-1 : DEFINITION DU MAILLAGE DU DOMAINE MODELISE.	207
TABLEAU V-2 : PARAMETRES DU PRELEVEMENT RACINAIRE POUR LES DEUX ESPECES VEGETALES PRESENTES. .	212
TABLEAU V-3 : PARAMETRES DE TRANSFERT DE SOLUTE.	213
TABLEAU V-4 : VALEURS CALCULEES DES CRITERES DE COMPARAISON POUR LE POTENTIEL MATRICIEL (CM) DE LA PARCELLE DESHERBEE.	216
TABLEAU V-5 : VALEURS CALCULEES DES CRITERES DE COMPARAISON POUR LE POTENTIEL MATRICIEL (CM) DE LA PARCELLE ENHERBEE 1/2.	216
TABLEAU V-6 : VALEURS CALCULEES DES CRITERES DE COMPARAISON ENTRE VALEURS SIMULEES ET MESUREES RETENUS EN PARCELLES DESHERBEE ET ENHERBEE 1/2.	221
TABLEAU V-7 : RESULTATS DES BILANS HYDRIQUES OBTENUS A PARTIR DES SIMULATIONS POUR LES PARCELLES DESHERBEE, ENHERBEE 1/2 ET PAR EXTRAPOLATION ENHERBEE TOUS LES RANGS, POUR LES PERIODES OCTOBRE 1998/1999 ET OCTOBRE 1999/2000, A ROUFFACH (FRANCE). EN ITALIQUE FIGURE POUR RAPPEL LE DRAINAGE OBTENU A PARTIR DE SMESURES ET CALCULS.	232
TABLEAU V-8 : RESULTATS DES BILANS AZOTES OBTENUS A PARTIR DES SIMULATIONS POUR LES PARCELLES DESHERBEE, ENHERBEE 1/2 ET PAR EXTRAPOLATION ENHERBEE TOUS LES RANGS, POUR LES PERIODES OCTOBRE 1998/1999 ET OCTOBRE 1999/2000, A ROUFFACH (FRANCE). EN ITALIQUE FIGURE POUR RAPPEL LE DRAINAGE OBTENU A PARTIR DE SMESURES ET CALCULS. AV ET AP SIGNIFIENT AVANT ET APRES OPTIMISATION DU COEFFICIENT DE MINERALISATION.	234

LISTES DES SYMBOLES

A	paramètre d'évaporation du sol (A_{clim} et A_{sol})	mm
alb	Albedo	
Arg	Teneur en argile	‰
\bar{c}	concentration moyenne d'absorption azotée	mg/l
C	Capacité capillaire	m^{-1}
C_{NO_3}	Concentration en nitrate du sol	mg.l ⁻¹
Calc	Teneur en calcaire total	‰
D°	coefficient de diffusion de la vapeur d'eau	
Dif	Diffusivité	$m^2.s^{-1}$
\bar{D}	Tenseur de dispersion	$m^2.s^{-1}$
d_0	Coefficient de diffusion moléculaire	$m^2.s^{-1}$
Dr	Drainage naturel	mm
D_{vigne}	Ecartement Inter-Rang	m
E	Flux d'eau massique	mm
ETP	Evapotranspiration Potentielle	mm. j ⁻¹
ETP°	Evapotranspiration de référence	mm. j ⁻¹
ETR	Evapotranspiration Réelle	mm. j ⁻¹
$E_{\text{réel}}$	Transpiration réelle	mm. j ⁻¹
E_p	Transpiration potentielle	mm. j ⁻¹
$EvaP_{\text{sol}}$	Evaporation potentielle du sol	mm. j ⁻¹
$EvaR_{\text{sol}}$	Evaporation Réelle du sol	mm. j ⁻¹
ft(T)	Fonction de température	
G_{cal}	Flux de chaleur entre le système et le sol	W.m ⁻²
g(x,y,z)	Fonction de géométrie racinaire	
gh(θ)	Fonction d'humidité	
h	Charge de pression	m
H	Charge hydraulique	m
H_n	Charge hydraulique au nœud n	
\hat{H}	Approximation de la charge hydraulique	m
H_{sens}	Flux de chaleur sensible	W.m ⁻²
H_{vigne}	Hauteur de la vigne	m
I_h / I_v	Rapport du rayonnement incident vertical sur le rayonnement reçu horizontal	
IT	Pourcentage de surface lié à l'itinéraire technique	%
K	Conductivité hydraulique	$m.s^{-1}$
K_m	Constante de Michaelis	
K_{sat}	Conductivité à saturation	$m.s^{-1}$
k_t	Coefficient de température	K^{-1}
K1	Constante de minéralisation	s^{-1}
K2	Constante de dénitrification	
L	Longueur totale de racine	m
LAI	Indice Foliaire (Leaf Area Index)	$m^2.m^{-2}$
Lv	Flux lessivé	kgN.ha ⁻¹
L_{vigne}	Largeur de la vigne	m
M	Gain d'énergie stockée du fait des réactions biochimiques	W.m ⁻²
m	Paramètre empirique	
MF	Matière fraîche	t/ha

MO	Matière organique	%
MS	Matière sèche unité	t/ha
n	Paramètre empirique	
n_d	coefficient d'interception du rayonnement diffus par la vigne	
N_{abs}	Quantité d'azote absorbée par un végétale	kgN/ha
N_{min}	Quantité d'azote minéralisée	g/100g sol
N_{org}	Quantité d'azote organique du sol	g/100g sol
P	Précipitations	mm
ρ_{vigne}	Porosité de la vigne	
q	Flux échangé	$m.s^{-1}$
r_a	Résistance aérodynamique	$s m^{-1}$
r_s	Résistance	$s m^{-1}$
r_c	Résistance énergétique du couvert	$s.m^{-1}$
R_{av}	Rayonnement absorbé par la vigne	$W.m^{-2}$
R_d	Rayonnement solaire diffus	$W.m^{-2}$
R_g	Rayonnement global	$W.m^{-2}$
R_i	Rayonnement incident	$W.m^{-2}$
Rn	Rayonnement net	$W.m^{-2}$
R_{reste}	Rayonnement non absorbé par la vigne	$W.m^{-2}$
Rui	Ruissellement	mm
S	Stock en eau du sol	mm
Sp	Terme puits/source	s^{-1}
S_{cal}	Quantité de chaleur accumulée	$W.m^{-2}$
TP	Transpiration potentielle	$mm.j^{-1}$
TP_{vigne}	Transpiration potentielle de la vigne	$mm.j^{-1}$
$T_{réf}$	Température de référence	$^{\circ}C$
T_s	Température de surface du sol	$^{\circ}C$
z	Cote altimétrique	m
Uad	Vitesse du vent à deux mètres de hauteur	$m.s^{-1}$
U	Seuil d'évaporation	mm
V_e	Volume de l'élément e	m^3
V_t	Volume total de sol	m^3
V_w	Volume de la phase liquide d'un volume de sol	m^3
α	Paramètre empirique	m
α_{rac}	Fonction de racines efficaces	
β	Coefficient empirique racinaire	
Φ_n	Fonctions de bases linéaires	
λ	Chaleur latente de vaporisation de l'eau	$MJ.kg^{-1}$
λ_{vh}	rapport de I_v sur I_n	
θ	Teneur en eau	%
θ_{opt}	Teneur en eau optimale	%
θ_{pf}	Teneur en eau au point de flétrissement	%
θ_r	Teneur en eau résiduelle	%
θ_s	Teneur en eau à saturation	%
θ_{surf}	Teneur en eau à la surface du sol	%
ρ_s	Densité apparente	$g.cm^{-3}$
Ψ	Potentiel hydrique matriciel du sol	m
Ω_e	Domaine occupé par l'élément e	m^{-3}
Γ_e	Surface frontière coïncident avec l'élément e	m^2

REMERCIEMENTS

Les travaux qui ont fait l'objet de cette thèse ont été effectués en collaboration avec l'Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg, dirigée par Monsieur D. Loudière, et l'Institut de Mécanique du Fluide et du Solide de Strasbourg, dirigé par Monsieur Y. Rémond, au sein des laboratoires du CEREG et du HMP, respectivement sous la responsabilité de Messieurs D. Schwartz et P. Ackerer. Dans le cadre de la formation par la recherche dont j'ai bénéficié, je tiens à remercier Monsieur D. Loudière et Monsieur T. Leviandier, directeur de la recherche de l'ENGEES de m'avoir donné la possibilité de compléter ma formation initiale dispensée à l'ENGEES.

Je tiens à remercier les personnes qui ont accepté de faire partie de mon jury, notamment à Madame M. Trémolières, Professeur à l'Institut de Botanique de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg, qui me fait l'honneur d'en assurer la présidence, Monsieur J.P. Gaudillère, Directeur de Recherche à l'INRA Bordeaux, et Monsieur M. Voltz, Directeur de Recherche à l'INRA de Montpellier, qui ont assuré la fonction de rapporteur externe.

J'exprime ma plus vive reconnaissance à Monsieur P. Ackerer, Directeur de Recherche au CNRS et directeur de thèse, ainsi qu'à Madame C. Grégoire, instigatrice et coordinatrice, qui m'ont permis d'effectuer ces travaux dans les meilleurs conditions qui soient et en toute liberté. Leur soutien tout au long des travaux a été, pour moi, une aide précieuse et irremplaçable.

La plupart des mes travaux se sont déroulés en relation avec le Lycée Agricole et Viticole de Rouffach, au sein de laquelle je remercie vivement Monsieur A. Roth, responsable du domaine viticole, qui nous a laissé manipuler deux parcelles en toute confiance. Je remercie aussi Jean Marc, Christophe, Fabrice pour leur accueil chaleureux, pour leurs connaissances viticoles lors des dégustations formatrices sur l'impact réel de l'enherbement sur la qualité du vin.

J'aimerais associer à ces remerciements Monsieur E. Pernin, Technicien au laboratoire d'Etude des Eaux de l'ENGEES, sans qui une grande part des résultats exposés dans cette thèse n'aurait pas pu voir le jour, Madame A. Auzet ainsi que le labo du Cereg, pour leurs implications ponctuelles mais précieuses dans les différentes étapes du travail.

Ainsi que tous ceux, qui par leur simple présence ou leur aide de tous les jours, ont su maintenir un climat propice à la réalisation de mes travaux : tout le personnel de l'ENGEES, notamment le secrétariat 220, et enfin tous les stagiaires que nous avons formé ou déformé au labo, c'est selon : Aline, Olivier, David, Stéphane, Antoine, Grégory, Luc.

Il m'est très agréable d'exprimer mes sentiments de reconnaissance et de sympathie à mon colloque de bureau et compagnon de thèse, de pause, Gaël, à tous mes amis de la promo débile, des Saint Jo et ALA Basket Team, et collègues, Jo le roi du réseau, Rémi le maître du Poly, et Carlito de la Mancha le coach relecteur ...

J'exprime ma profonde gratitude à ma famille, à Guenaëlle qui ont su me soutenir dans les moments difficiles et m'ont aidé à mener à bien le travail exposé dans ce mémoire.

Do not o'erstep the modesty of nature.

William Shakespeare

INTRODUCTION GENERALE

Située dans le Fossé rhénan, la nappe phréatique d'Alsace forme la partie française de la plus grande nappe alluviale d'Europe de l'Ouest. Véritable enjeu économique régional et richesse naturelle, la nappe d'Alsace fournit 80% des besoins en eau potable de la population alsacienne, plus de 50% des besoins en eau industrielle et la quasi totalité de l'eau destinée à l'irrigation des cultures. Cette ressource en eau s'élève à 45 milliards de mètres cube d'eau, pour un prélèvement évalué par l'étude de Masson *et al.*, (2000) à un volume compris entre 624 et 717 millions de mètres cube en 1995, tous usages confondus. La dégradation de cette eau, naturellement potable sans traitement à l'origine, amène les pouvoirs publics (Région Alsace en tête, DIREN, Agence de l'Eau, ...) à définir des objectifs prioritaires dès 1991, visant à « Protéger et reconquérir la qualité des eaux souterraines, afin de garantir une eau potable sans traitement préalable pour les générations présentes et futures » (Région Alsace, 2001). Ces actions ont mis en évidence quatre principales causes de déclassement de la qualité de l'eau : la contamination généralisée par les nitrates et les produits phytosanitaires, essentiellement d'origine agricole, la pollution par les chlorures liée aux terrils et aux rejets des mines de potasse et la présence de solvants chlorés au droit des agglomérations et des zones industrielles.

Le problème de la pollution par les nitrates, thème central de ce travail, devient inquiétant en Alsace. Depuis les années 1970, les concentrations en nitrate des eaux souterraines ont nettement tendance à augmenter en Alsace. La concentration moyenne en nitrate de la nappe s'élève à 29 mg/l ; elle est supérieure à la valeur guide de 25 mg/l retenue dans la directive européenne de 1985, relative aux eaux destinées à la consommation humaine, la limite de qualité pour les eaux potables étant fixée à 50 mg/l.

Outre l'utilisation massive des engrais azotés en zones d'agriculture intensive de plaine qui explique les fortes concentrations en nitrates mesurées en plaine, les concentrations en nitrates sont également élevées dans les zones situées en bordure de l'aquifère, où l'épaisseur de la nappe est faible, et donc la dilution de la pollution peu importante.

En analysant la carte de spatialisation des concentrations en nitrate (figure 0.1), les zones rouges désignant des zones à forte concentration en nitrate sont localisées en bordure de nappe, proche des régions pour lesquelles l'activité principale est la viticulture. Ce fait s'explique aisément par une particularité liée à la localisation du Piémont mais peut être amplifié par des pratiques plus ou moins polluantes des viticulteurs. Les facteurs, autres que viticoles, entraînant ces langues sont d'ordre géographique et géologique : confluence des écoulements en bas de pente des bassins versants du Piémont, et effet de dilution moindre par une épaisseur de nappe plus faible dans cette zone, regroupement des zones habitables sur les hauteurs du Piémont pour se protéger autrefois des inondations, à l'origine d'une forte pression démographique et source de pollution par rejet.

A l'échelle régionale, la réduction en nitrate des eaux de percolation s'impose alors comme une priorité pour préserver cette nappe.

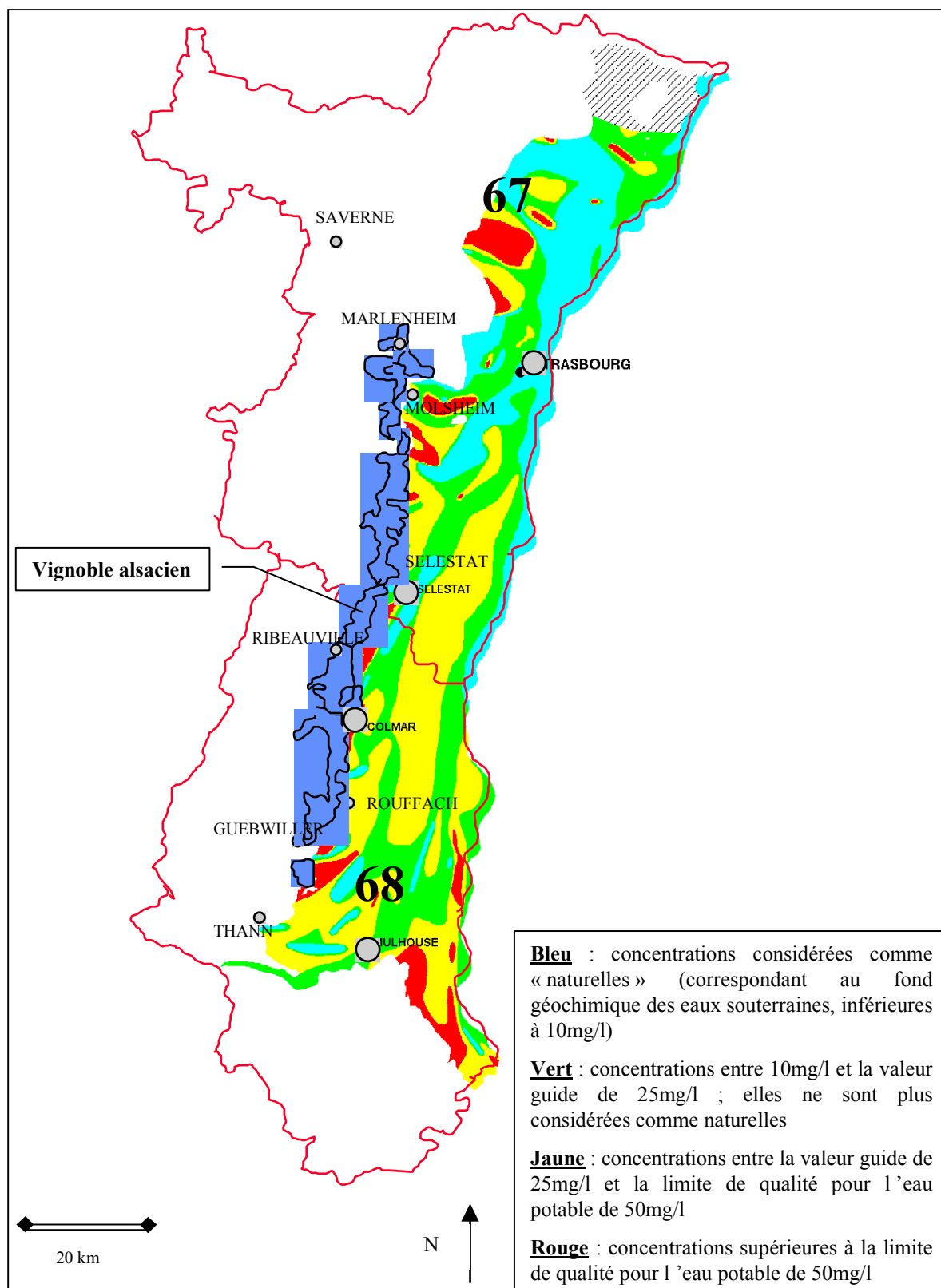


Figure 0.1 : Carte de pollution par les nitrates de la nappe phréatique d'Alsace (source APRONA, 1997) et localisation du vignoble alsacien.

La profession viticole est consciente de son rôle à jouer pour retrouver une image médiatique de qualité de production tout en préservant l'environnement. Elle incite les viticulteurs par le biais des opérations FertiMieux, à adopter des techniques agri-environnementales. Les objectifs quantitatifs d'hier nécessitaient des fertilisations

abondantes. Aujourd'hui, la réduction des rendements et les nouveaux objectifs qualitatifs nécessitent une réduction des apports d'azote (Sossi, 1997).

La diminution des apports d'engrais découle des modifications des techniques culturales motorisées entraînant des changements dans les aspects socio-économiques de l'agriculture et de la viticulture, et provoquant ainsi des perturbations durables de l'état structural du sol en augmentant les risques de pollution, et le ruissellement (Ballif, 1999).

Le risque nitrate est bien identifié sur la zone viticole ; la présence des sols nus en hiver est le facteur déterminant dans la migration des nitrates vers la nappe phréatique (Sossi, 1996).

Par deux constatations simples, « un sol nu relargue plus de nitrate qu'un sol en culture par la simple absence de prélèvement racinaire azoté, et que sous sol nu, il peut être lessivé deux fois plus de nitrate que sous culture et neuf fois plus que sous prairie », (Juergens-Gschwind, 1989), la technique d'un piège à nitrate hivernal par couverture herbacée apparaît comme une solution idéale. « L'enherbement sous forme de pré constitue l'une des plus protectrices utilisations du sol vis à vis des transferts verticaux de nitrates », (Juergens-Gschwind, 1989). De plus il s'agit d'une idée très ancienne, puisque déjà préconisée par Deherain, (1902) « les pertes en nitrates que subissent les vignes, par entraînement de nitrates, sont considérables. Il est donc avantageux de semer des cultures dérobées aussi bien dans les vignes que dans les chaumes de blé ». Le concept fut pleinement développé dans les années 80 et 90.

Le travail engagé dans le cadre du programme de recherche interdisciplinaire Enherbement du Vignoble Alsacien (EVA), – programme associant des équipes universitaires ou d'organismes de recherches publics (ENGEES/CEREG, CNRS, INRA), des collectivités territoriales (Région Alsace, ARAA), ainsi que le Lycée Agricole et Viticole de Rouffach (LEGTA) – vise à quantifier l'effet de l'enherbement sur la rétention des nitrates sous vigne en période hivernale, pour limiter l'augmentation constatée des teneurs en nitrates de la nappe d'Alsace. Ce projet à but prédictif régional englobe la détermination de l'évolution du taux d'enherbement depuis 4 ans, la caractérisation des itinéraires techniques conduits au sein du vignoble et la quantification des flux de polluant aux différentes échelles pertinentes (Grégoire-Himmler et Tournebize, 1997, 1999).

Ainsi, afin de quantifier les impacts et de démontrer les effets de l'enherbement à l'échelle parcellaire, les objectifs de ce travail sont de cinq ordres :

1. Mettre en place un suivi expérimental en Alsace, afin de mieux approcher le problème et illustrer les processus mis en jeu, pour communiquer avec l'ensemble des acteurs réunis autour de la profession ;
2. Evaluer quantitativement l'impact d'une technique agri-environnementale sur le bilan hydrique et le cycle de l'azote (par une analyse bibliographique des travaux déjà réalisés dans le domaine et une illustration sur site) ;
3. Contribuer à l'amélioration des connaissances sur le continuum sol-plante-atmosphère, (vigne et association vigne/herbe) ;
4. Adapter un modèle mécaniste de transfert eau/soluté appliqué au vignoble de Piémont, capable de reproduire les observations et de suivre de manière fine l'évolution d'une association vigne/herbe ;

5. Apporter des réponses et des recommandations quant à la viabilité de cette technique, à long terme.

Concrètement, nous étudions la faisabilité de l'enherbement du vignoble, mesurée sur parcelle témoin désherbée, et sur parcelle expérimentale enherbée un rang sur deux, afin d'évaluer ses effets, notamment les stress hydriques et azotés.

L'aspect social n'est pas abordé ici.

Le travail présente l'originalité d'une approche pluridisciplinaire abordant les thématiques de la physique et biochimie du sol, de l'agronomie et physiologie végétale. Ce qui constitue, en fait une étude verticale d'un problème lié au continuum sol-plante-atmosphère, ainsi qu'une dualité originale : d'un coté une recherche appliquée avec des notions de terrain, proche des viticulteurs, de la recherche empirique, où l'intuition et le concret se mêlent ; puis d'un autre coté, la recherche académique, dans laquelle on cherche à déterminer les processus bio-physico-chimiques, à les exprimer, et enfin à les modéliser.

Cette dualité sera présente tout au long de cette étude, à travers les différents thèmes abordés, qui seront d'une part traités de façon explicative empirique, d'autre part développés de façon théorique en vue de la modélisation.

Le mémoire est structuré en cinq parties.

La première partie se propose de rappeler succinctement les processus intervenant dans les cycles de l'eau et de l'azote, avec description des différentes formes existantes, et des transformations. Elle présente également le modèle mécaniste choisi SWMS_3D, de l'U.S. Salinity Laboratory, California, (Simunek *et al.*, 1995) qui servira de base à l'adaptation à notre cas d'étude.

La seconde partie concerne la biologie et l'écologie de la vigne et de l'association vigne/herbe. Cette étude du fonctionnement de l'écosystème sol-« vigne/herbe » traitera de

- L'évaluation des rôles que joue la plante de couverture dans le système de culture, et
- Une meilleure connaissance de l'efficacité de l'eau et de l'azote pour la vigne.

Ces deux étapes sont assurées par le calage et paramétrage de modèles appliqués à la vigne : l'un sur la demande hydrique, en vue du calcul journalier de l'ETR (modèle dérivé de Riou *et al.*, (1989)), le deuxième sur la demande azotée en vue de la détermination de l'absorption journalière d'azote par un modèle agronomique de production végétale STICS du collectif INRA, France (Brisson *et al.*, 1998).

Les troisième et quatrième parties sont consacrées au site expérimental et aux résultats expérimentaux. Nous revenons d'abord sur la description du site expérimental de Rouffach (68) et sur la mise en œuvre d'une méthodologie non destructive de suivi des paramètres nécessaires aux calculs des bilans hydrique et azotés. Nous présentons ensuite la synthèse sur les trois années de l'étude de mai 1998 à septembre 2000, en mettant tout particulièrement l'accent sur la faisabilité de la technique d'enherbement sur le site expérimental.

Enfin la cinquième et dernière partie concerne l'adaptation du modèle SWMS_3D, dans le but de définir ses capacités à reproduire les résultats expérimentaux, et de prédire le devenir du système viticole considéré.

Chapitre I : L'eau et l'azote dans le sol. Synthèse bibliographique.

Le sol est la partie superficielle, plus ou moins meuble, de la terre qui témoigne de l'intensité des conditions climatiques au cours des millénaires, voire plus récemment des activités anthropiques.

Aujourd'hui, le sol appartient à un système dont le rôle se situe aussi bien au niveau agronomique, physique, physiologique et environnemental. Un volume de sol est constitué d'éléments solides (fractions minérale et organique), liquides (solution aqueuse d'ions minéraux et d'éléments organiques), gazeux (composés de gaz et de vapeur d'eau). Dans ce système triphasique, les phases liquides et gazeuses remplissent partiellement ou en totalité les espaces libres compris entre les particules solides qu'elles imprègnent plus ou moins complètement (Morel, 1996).

Ce chapitre bibliographique présente les interprétations bio-physico-chimiques des phénomènes qui gouvernent les événements hydrologiques du sol.

D'un point de vue hydrologique, le sol est un important réservoir d'eau. Deux types de situation s'offrent alors à l'eau qui pénètre dans le sol, soit elle est retenue, constituant la réserve hydrique du sol, soit elle circule dans le sol, l'eau devient vecteur de transport de matières solubles. La circulation et la rétention de l'eau dans le sol dépendent d'un grand nombre de facteurs liés à la nature du sol, à son organisation interne, son épaisseur, le climat, l'occupation du sol (Cosandey et Robinson, 2000). Ceci fait l'objet de la première partie de ce chapitre.

Le sol est aussi le milieu où le monde minéral s'associe au monde organique avec ses activités biologiques végétales et animales (Sittler *et al.*, 1998). Du point de vue agronomique, l'eau contribue à la formation des solutions du sol, par lesquelles les végétaux extraient leurs nutriments (Dutil, 1962). La dynamique même des éléments du sol est fortement liée à la présence ou à l'absence d'eau et à l'interaction des végétaux avec ces nutriments, constituants du sol.

Notre centre d'intérêt pour ce travail est plutôt ciblé sur l'azote, constituant principal des végétaux, sous sa forme minérale, facilement assimilable par ces végétaux mais aussi source de pollution dégradant la qualité de l'eau de consommation. C'est donc toutes les transformations ainsi que le cycle de l'azote qui sont présentés en deuxième partie.

Enfin la troisième partie est consacrée à la présentation d'une conceptualisation de ces phénomènes hydriques et azotés par le modèle SWMS_3D (Simunek *et al.*, 1995).

I.1. L'eau dans le sol : approche par bilan hydrique

Les rapports entre l'eau et le sol sont nombreux puisque l'eau constitue un des facteurs chimiques essentiels de la pédogenèse, un agent d'hydrolyse très puissant et un milieu dispersant (propagateur des matières solubles). Nous pouvons alors distinguer trois compartiments, qui peuvent se recouper dans certaines configurations, sur toute l'épaisseur du sol dans lesquels l'eau a des rôles différents.

Le compartiment de surface ou « zone d'évaporation » (Lambert, 1996), directement en contact avec l'atmosphère, est celui qui est colonisé par les racines, susceptible d'y prélever de l'eau : il constitue la zone de stockage de la réserve hydrique.

Le compartiment du sol dit « intermédiaire », ou « zone d'aération », concerne la tranche de sol située en dessous des racines et au-dessus de la zone saturée : il constitue la zone de transit de l'eau du sol.

La zone de saturation, reliée au compartiment précédent par une zone de transition appelée frange capillaire, correspond à la tranche de sol occupée par les nappes.

L'interface que représente le sol dans le cycle de l'eau permet finalement de transformer des apports par précipitations discontinues en écoulements d'eau continue au niveau local des racines de végétaux, au niveau profond des écoulements souterrains.

Notre étude a pour objectif l'évaluation des débits sortant du deuxième compartiment. Il apparaît clairement que ces débits dépendent fortement des flux sortant du premier compartiment. Nous restreignons alors notre étude aux échanges entre ces deux compartiments, qui correspondent à la définition de la zone non saturée ou vadose.

1.1.1. Cycle de l'eau et bilan hydrique

Le cycle de l'eau au champ considère les différentes parties impliquées dans les échanges hydriques, c'est-à-dire le sol, les plantes et l'atmosphère, entité appelé depuis Philip (1966) continuum sol-plante-atmosphère (CSPA). La quantification de chacun des échanges dans le CSPA permet d'obtenir un bilan hydrique (principe de conservation de la matière, ici appliqué à l'eau).

En complément du bilan hydrologique qui se positionne à l'échelle du bassin versant, et concerne une démarche hydrologique, le bilan hydrique se situe à l'échelle stationnelle de la plante ou de la parcelle et découle le plus souvent d'une démarche agronomique (Cosandey et Robinson, 2000).

L'eau entre dans le système par des apports atmosphériques (les précipitations P), circule à travers les deux compartiments du sol (variation des réserves dans la tranche de sol considéré ΔS et infiltration profonde ou drainage naturelle D_r), quitte le système par ruissellement (R_{ui}) et retourne à l'atmosphère par l'évapotranspiration (ETR) (I.1 et figure I-1).

A l'échelle de la plante ou de la parcelle, l'équation du bilan hydrique s'écrit alors :

$$\Delta S = P - (ETR + D_r + R_{ui}) \quad \text{Eq. I-1}$$

1.1.1.1. Méthodes d'analyse

Pour quantifier tous les phénomènes de transport qui conditionnent à la fois la production agricole (déplacement de l'eau ou des éléments nutritifs dans le sol et alimentation des plantes) et la qualité de notre environnement, il existe plusieurs méthodes parmi lesquelles nous utilisons deux grands groupes qui sont complémentaires quand l'un des paramètres vient à manquer (Stengel et Gelin, 1998) :

- méthode des bilans, qui consiste à déterminer un paramètre ou groupes de paramètres manquant par défaut de bilan, le terme manquant permet en fait de boucler le bilan.
- méthode de l'estimation des flux à chaque instant, notamment des flux de Darcy, présentée ultérieurement.

Les deux méthodes se complètent pour plus de précision dans l'évaluation du terme manquant.

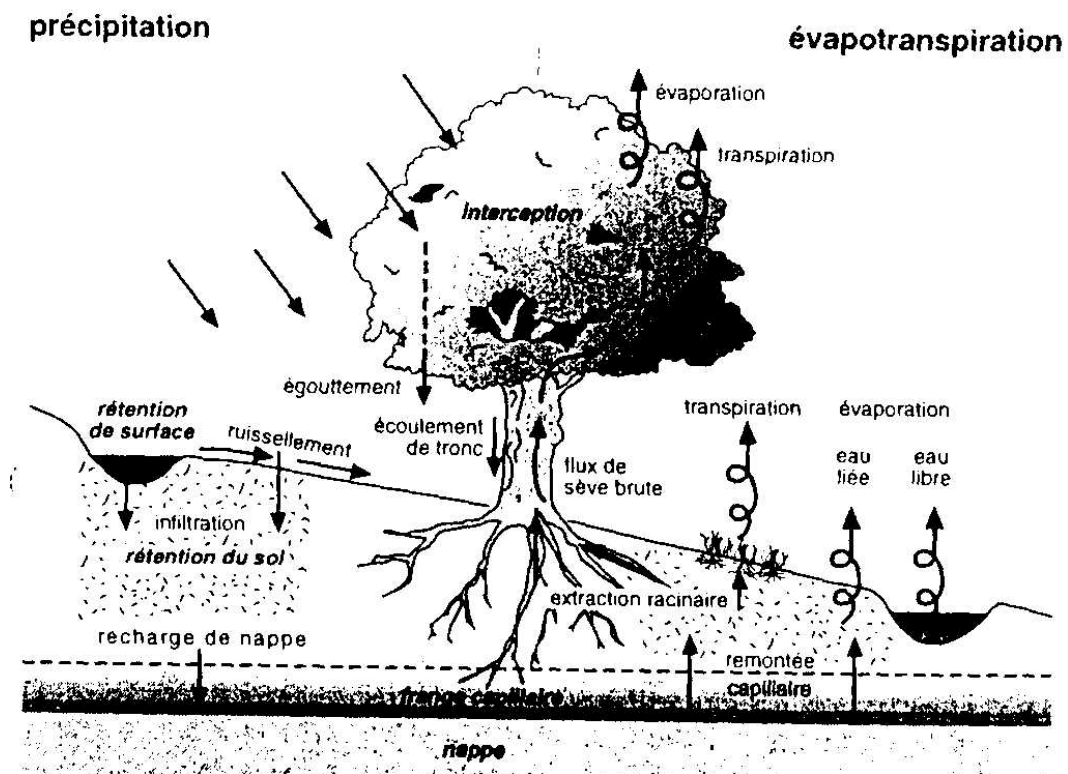


Figure I-1 : L'eau dans le système sol-plante-atmosphère : principaux processus (en caractères normaux) et réservoirs (en caractères gras italiques) tiré d'Ambroise (1999)

1.1.1.2. Echelle de temps

D'un point de vue théorique, le calcul de bilan hydrique peut se faire à n'importe quelle échelle de temps. Pour minimiser des sources d'erreur, il est commun de se placer à un moment de l'année hydrologique où les réserves hydriques sont semblables entre la fin et le début de la période considérée, soit à leurs valeurs maximales, en hiver, soit minimales à la fin de l'été.

Il est d'ailleurs commode de distinguer une période pendant laquelle la pluie est supérieure à la demande évapotranspirative (hiver hydrologique), et une période pendant laquelle la demande évapotranspirative l'emporte sur les apports pluviométriques (l'été hydrologique), (Cosandey et Robinson, 2000).

On part généralement de la fin de l'été hydrologique (i.e. octobre), lorsque la végétation a épuisé toute la réserve hydrique.

1.1.1.3. Problèmes et limites des bilans

La méthode des bilans quoique considérée à tort comme simpliste s'avère être un outil d'information très riche à condition de prendre des précautions.

Les résultats de calcul du bilan ne sont pas complètement indépendants du pas de temps choisi. La méthode ne permet pas d'avoir une idée précise du risque d'erreur sur chaque terme du bilan du fait de leur dépendance entre eux. Enfin il faut garder à l'esprit le fait que les résultats des calculs ne sont que des approximations (souvent précieuses pour une approche globale des différentes composantes du cycle de l'eau), et en aucun cas des valeurs rigoureuses.

1.1.2. Les précipitations

Les précipitations atmosphériques constituent le principal apport d'eau pour le système étudié. Le régime climatique détermine pour une bonne part des possibilités du sol et de la culture envisagée (avec ou sans irrigation).

1.1.3. L'évapotranspiration

Le retour à l'atmosphère de l'eau du système s'opère principalement par évapotranspiration (supérieure à 50% des précipitations selon les climats) . Elle se fait sous forme de vapeur, par couplage des cycles de l'eau et d'énergie (Perrier, 1975).

A tout moment et à tout endroit, le flux évapotranspiré a pour facteur limitant soit la quantité d'eau soit la quantité d'énergie, selon leurs disponibilités locales (Ambroise, 1999).

Généralement l'évaporation et la transpiration sont calculées séparément puisque issues de processus différents :

- ↳ L'évaporation est régie par le bilan radiatif des surfaces évaporantes et par les gradients des potentiels énergétiques (températures de l'air, de la surface du sol ; la vitesse de l'air ; la pression de vapeur saturante ; le potentiel hydrique de l'eau du sol). Ce phénomène résulte de la combinaison de la vaporisation de l'eau liquide, consommant de l'énergie radiative (rayonnement solaire) et thermique mesurée par la chaleur latente de vaporisation et l'évacuation dans l'atmosphère par diffusion moléculaire et convection turbulente, dans le but de maintenir un état d'équilibre ;
- ↳ La transpiration de la végétation est aussi une évaporation, mais au niveau des stomates des feuilles, de l'eau de la sève brute prélevée dans le sol par extraction racinaire ; elle est modulée par la régulation stomatique qui gère l'équilibre énergétique des surfaces végétales évaporantes entre la demande atmosphérique et l'offre de la plante par la résistance stomatique.

1.1.4. Le ruissellement

Le ruissellement constitue en fait le refus à l'infiltration.

Il existe plusieurs formes de ruissellement (Ambroise, 1999 ; Auzet, 1987) :

- Ruissellement hortonien ou ruissellement par dépassement de l'infiltrabilité : ce ruissellement est généré par une forte intensité des apports d'eau, supérieure à la

capacité d'infiltration du sol. Il est favorisé sur sol nu ou peu couvert, ou présentant une infiltrabilité très limitée.

- Ruissellement par saturation du sol : ce type d'écoulement se produit quand l'eau de pluie atteignant une zone « saturée », ne peut s'infiltrer (capacité de stockage du sol réduite), et s'écoule à la surface, même si l'intensité de la pluie est inférieure à la capacité d'infiltration théorique du sol.
- Ruissellement par exfiltration, qui se produit quand le niveau de la nappe, alimentée par l'amont soit par des écoulements hypodermiques, soit par des écoulements souterrains, dépasse la surface du sol.

1.1.5. L'eau dans le sol

L'eau dans le sol intervient au niveau du bilan hydrique sous forme de plusieurs termes :

- ↪ La variation du stock (c'est-à-dire la variation de la quantité d'eau du domaine étudié entre un temps initial et un temps final) ;
- ↪ Le drainage naturel, c'est-à-dire la quantité d'eau transférée à travers le domaine considéré, à travers le sol, par le processus d'infiltration.

L'infiltration de l'eau est le processus par lequel l'eau pénètre dans le sol à partir de la surface. Elle précède la percolation, ou la traversée de l'eau infiltrée. Le terme d'infiltration recouvre tous les mouvements de l'eau à l'intérieur du sol pendant une pluie ou un apport d'eau (Ballif, 1999). Le drainage naturel engendré par l'infiltration a généralement lieu pour les mois hivernaux, entre novembre-décembre et avril-mai, soit sur une période de 5 à 7 mois. Ce sont les pluies d'hiver qui entraînent les substances dissoutes du sol vers le sous-sol.

Attardons-nous sur ces termes, en décrivant l'eau dans le sol.

L'état de l'eau dans le sol et ses mouvements permettent de définir différents types d'eau que l'on peut classer selon leur état énergétique (figure 1-2) (De Marsily, 1981) :

- l'eau libre ou encore gravitaire : c'est une eau qui circule librement, essentiellement verticalement, dans la macroposité du sol, elle est mobilisable par captage.
- l'eau capillaire : elle remplit les pores capillaires et tous les vides très étroits (entre deux faces de deux agrégats par exemple). Les déplacements de cette eau dépendent des lois propres à la capillarité et des conditions particulières au point considéré (nature de la phase). C'est l'eau mobilisable de la microposité, qui constitue la réserve hydrique dans laquelle l'eau peut être extraite par évaporation et prélèvements racinaires.
- l'eau liée ou eau de rétention : les molécules d'eau sont reliées aux grains de solide constituant la matrice poreuse par des forces d'attraction relativement importantes.

Les différents états de l'eau dans le sol peuvent être caractérisés par l'état d'énergie potentielle de l'eau, et déterminés soit par des grandeurs physiques (potentiels, succions, ...), soit par des grandeurs agronomiques (teneurs en eau remarquables).

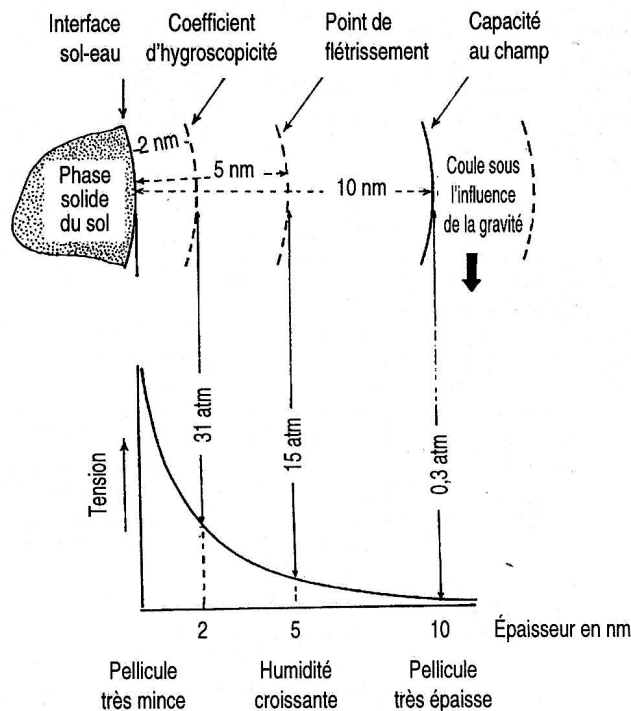


Figure I-2 : Rapport entre l'épaisseur des pellicules d'eau et la tension avec laquelle l'eau est retenue (Callot *et al.*, 1982)

1.1.5.1. Le potentiel de l'eau dans le sol (Musy et Soutter, 1991)

Les mouvements hydriques dans le sol dépendent de l'état énergétique de l'eau de la matrice solide (ϕ) décrite par l'énergie potentielle de l'eau. Cette énergie potentielle de l'eau correspond schématiquement au moteur des échanges hydriques dans un sol, traduits par des gradients de potentiel, permettant de combler les déséquilibres énergétiques de deux points du sol.

Elle est constituée par le potentiel gravitationnel (\vec{g}), par le potentiel de pression (ϕ_p) et par le potentiel osmotique (ϕ_o). Elle s'exprime alors : $\phi = \phi_g + \phi_p + \phi_o$

Le potentiel de pression osmotique intervient lorsque s'opèrent des différences de concentration de la solution du sol. Généralement, cette composante est négligée en considérant que la solution du sol est homogène, ou quasi homogène.

Par analogie avec la définition du pH, la notion de pF (très utilisée en agronomie) est définie, pour la zone non saturée ($h \leq 0$), par le logarithme décimal de la succion matricielle Ψ (l'opposé de la charge de pression h , exprimée en cm) : $pF = \log(\Psi_o) = \log|h|$.

Le potentiel total est généralement décrit par la charge hydraulique totale H , qui est la somme, en fait, de la charge de pression h et de la charge de gravité z :

$$H = h - z \quad \text{Eq. I-2}$$

si l'axe des Oz a comme origine la surface du sol et est orienté vers le bas.

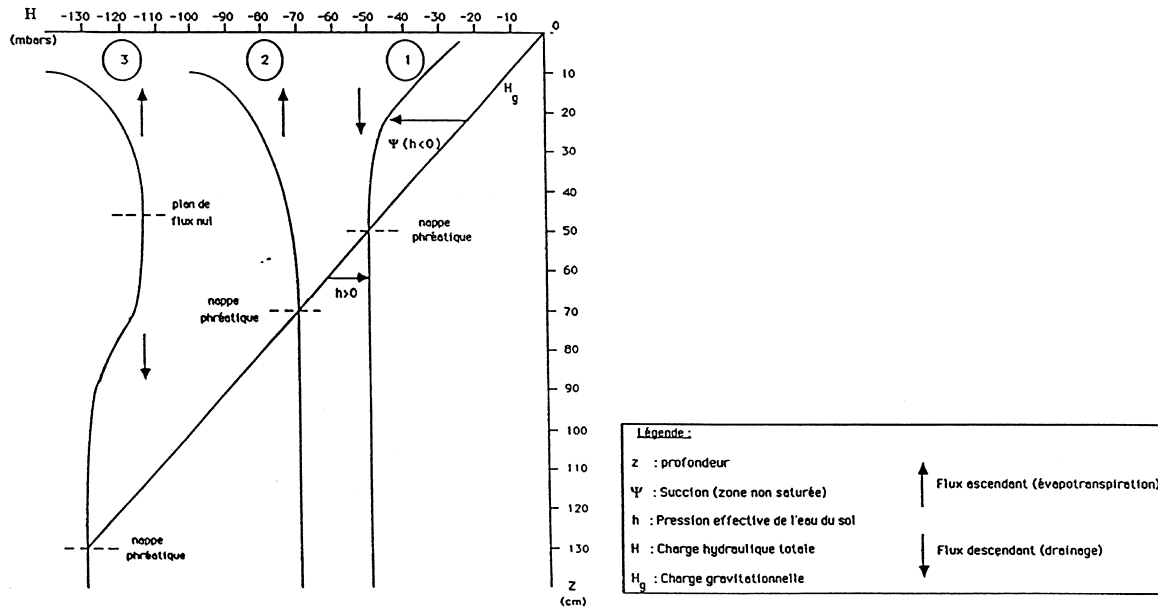


Figure I-3 : Exemples de profils verticaux du potentiel hydrique, sens des flux d'eau, (1 : phase de drainage du sol à la nappe ; 2 : Flux hydrique ascendant depuis la nappe jusqu'à la surface du sol ; 3 : Sol séparé en deux parties au comportement hydrodynamique distinct par un plan de flux nul) d'après Kugler (1988).

Le comportement de l'eau dans le sol dépend donc des variations spatiales de son potentiel. Les transferts s'effectuent logiquement du niveau d'énergie potentielle élevée vers le niveau d'énergie potentielle le plus faible. Ainsi les valeurs de charge hydraulique calculée à différentes profondeurs définissant des profils de charge permettent d'estimer le sens de circulation de l'eau dans le sol (figure I-3).

1.1.5.2. L'humidité ou teneur en eau

La teneur en eau volumique, θ , nous renseigne sur le volume relatif de l'eau dans le sol.

$$\theta = \frac{V_w}{V_t} \tag{Eq. I-3}$$

avec : V_w volume de la phase liquide du sol
 V_t volume total.

Un profil hydrique peut être réalisé à l'aide de cette variable d'état, présentant en un point donné et à un instant précis, les variations de teneur en eau selon la profondeur.

De plus, si l'on tient compte de la cote altimétrique (z) relative à la valeur de teneur hydrique (θ), l'espace entre deux profils hydriques successifs nous donne un volume d'eau exprimé en lame ou en hauteur d'eau (S) :

$$S = \int_{z_1}^{z_2} \theta(z) dz \tag{Eq. I-4}$$

En pratique, l'intégration est effectuée par la méthode des trapèzes.

Cela nous informe sur les stocks d'eau en présence entre deux dates et peut être mis en relation avec les mouvements de l'eau, le tout exprimant un flux que l'on peut par la suite associer aux teneurs en nitrates mesurées pour la même période.

La variation de stock en eau d'un volume déterminé pendant un intervalle de temps est décrite dans le formalisme de la conservation de la masse, par l'équation de continuité :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\nabla \cdot \vec{q} \quad \text{Eq. I-5}$$

avec θ teneur en eau volumique, \vec{q} flux échangé [LT^{-1}].

En intégrant cette équation sur une période de temps Δt , nous obtenons :

$$\Delta S = \int q_1 dt - \int q_2 dt \quad \text{Eq. I-6}$$

Ces termes correspondent à l'ensemble des entrées-sorties d'eau du système à travers la surface considérée, à savoir les apports (Pluie), les pertes par ruissellement et évapotranspiration et enfin le drainage naturel. Nous retrouvons le bilan hydrique local défini à l'équation I.1.

Dans la partie expérimentale nous cherchons à évaluer les différents termes de ce bilan.

Teneurs en eau remarquables

Certaines valeurs de teneurs en eau spécifiques à chaque type de sol sont plus particulièrement utilisées en science du sol, ou en agronomie. Il s'agit de la teneur en eau résiduelle, du point de flétrissement, de la capacité de rétention (ou capacité au champ) et de la teneur en eau à saturation par ordre croissant de teneurs en eau, (figure I-4).

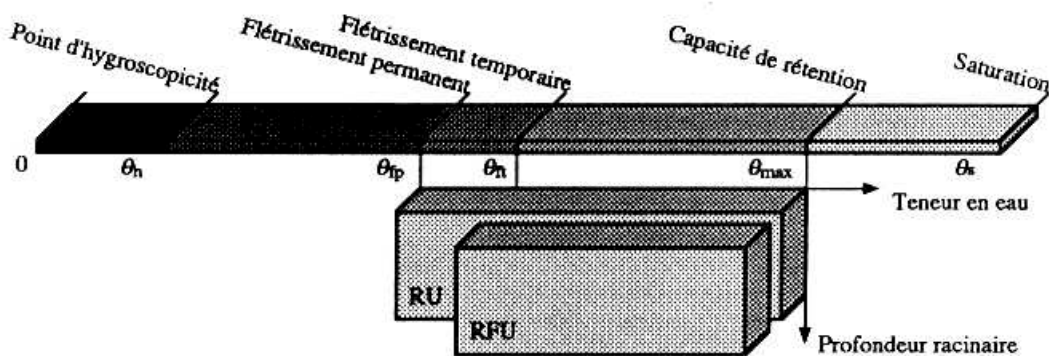


Figure I-4 : Taux d'humidité remarquables (Musy et Soutter, 1991).

Il est défini alors la notion de réserve utile (RU), qui correspond au volume d'eau disponible dans le sol, par unité de surface et sur une profondeur donnée par la plante compris entre les teneurs en eau de la capacité au champ et du point de flétrissement.

1.1.5.3. La loi de Darcy

Darcy (1861) a établi une loi stipulant qu'en milieu saturé, le débit par unité de section (d'un tube vertical rempli de sable) est proportionnel à la perte de charge et inversement proportionnel à la hauteur de la colonne de sol.

Cette loi a été par la suite, généralisée au milieu non saturé en considérant que la perméabilité est fonction de l'humidité. L'équation s'écrit de manière ponctuelle :

$$\vec{q} = -K(\theta) \cdot \vec{\nabla}H \quad \text{Eq. I-7}$$

avec \vec{q} : flux échangé [LT^{-1}]
 K : conductivité hydraulique [LT^{-1}]
 θ : teneur en eau [L^3L^{-3}]
 H : charge hydraulique [L]

1.1.5.4. Perméabilité et conductivité hydraulique : K

Les notions de perméabilité et de conductivité hydraulique s'appliquent à la capacité des sols à laisser circuler un liquide. Ce coefficient K a la dimension d'une vitesse. Cette grandeur est dépendante des caractéristiques du milieu (type de sol, interconnexion des pores) et de celles des fluides.

Cette notion fondamentale dans les processus complexes d'écoulement dans les sols non saturés présente la difficulté d'être liée aux modifications de teneur en eau du sol. La perméabilité est donc fonction du type de sol mais aussi de la teneur en eau du sol.

Les phénomènes d'hystérèse seront négligés. Ils découlent de la non réversibilité des processus d'humidification et de drainage.

1.1.5.5. Relations teneur en eau/succion et perméabilité/teneur en eau

Le fonctionnement hydrodynamique d'un sol est contrôlé par deux caractéristiques macroscopiques dépendant à la fois de sa texture et de sa structure :

- la courbe de rétention hydrique, qui relie la teneur en eau volumique à la tension hydrique h , et qui exprime la capacité du sol à retenir l'eau en fonction de son état énergétique ;
- la courbe de conductivité hydraulique K , qui exprime la capacité du sol à transmettre l'eau en fonction de son état de saturation mesuré par h ou θ .

1.1.5.5.1 Les méthodes de détermination

La relation fonctionnelle entre la teneur en eau du sol et la succion est déterminée soit *in situ*, soit au laboratoire.

La méthode de détermination *in situ* généralement utilisée est celle du drainage interne. Elle repose sur la mesure simultanée des teneurs en eau et des charges hydrauliques au même point, pour déterminer $\theta(h)$. De plus, si les mesures sont réalisées tout le long d'un profil, dans des conditions de ressuyage contrôlé, il est possible d'évaluer les flux échangés et donc $K(\theta)$, (méthode des plans de flux nul, décrite notamment par Normand, 1996).

Au laboratoire, la relation $\theta(h)$ peut être déterminée par la mesure de l'humidité à des potentiels imposés. Le principe est valable aussi bien en drainage qu'en évaporation. Citons la méthode des bacs à kaolin (Viville et Ambroise, 1982).

L'estimation de la courbe $K(\theta)$ est plus difficile à obtenir. La méthode est basée sur les travaux de Darcy, pour déterminer la perméabilité à saturation, puis extrapolée, par abus, avec des formulations mathématiques à la gamme de teneur en eau. Citons la méthode du perméamètre à charge constante (Kutilek et Nielsen, 1994), associée au modèle de Mualem (1976).

Ces méthodes sont généralement limitées en terme de gamme de mesure. Cependant un ajustement des valeurs expérimentales sur des lois mathématiques empiriques permet d'obtenir de bonnes relations.

1.1.5.5.2 Relations $\theta(h)$

Il existe différentes expressions dans la littérature, citons les plus connues :

— exponentielle : $|\theta| = a\theta^{-b}$, a et b paramètres de forme empirique ;

— Brooks et Corey (1964) :
$$\theta_E = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_{sat} - \theta_r} = \begin{cases} \left(\frac{h}{h_e}\right)^\lambda & \text{pour } h \leq h_e \\ 1 & \text{pour } h = h_e \end{cases}$$

cette expression dépend d'un paramètre de forme lié à la distribution de la taille de pore (λ), et de la pression d'entrée d'air (h_e), difficiles à estimer. Cependant les résultats sont corrects pour les sols à texture assez grossière, moins fiables pour les sols à texture assez fine (Van Genuchten *et al.*, 1991) ;

— Van Genuchten, (1980) : $\theta_E = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = [1 + (\alpha|h|)^n]^{-m}$, Eq. I-8

avec $\alpha > 0$, $n > 1$ et $m = 1 - \frac{1}{n}$.

Le modèle de Van Genuchten, (1980), bien qu'utilisant des paramètres empiriques d'ajustement, est bien adapté aux milieux hétérogènes, pour une large gamme de sols.

1.1.5.5.3 Relation $K(\theta)$ ou $K(h)$

La courbe de conductivité hydraulique peut être obtenue à partir de la courbe de rétention. Le principal modèle utilisé est celui de Mualem (1976),

$$K(\theta) = K_{sat} \cdot (\theta_E)^{L+2+\frac{2}{\lambda}} \quad \text{Eq. I-9}$$

avec $\theta_E = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$

θ : la teneur en eau du sol

K : la conductivité hydraulique

K_{sat} : la conductivité hydraulique à saturation

L : un paramètre, qui intervient uniquement dans la relation $K(\theta)$, il permet de tenir compte des corrélations entre les différents pores et la tortuosité de l'écoulement.

λ : un autre paramètre du modèle caractéristique de la distribution de la taille des pores.

Cette relation associée à celle de Van Genuchten (1980) donne l'expression suivante :

$$K(h) = K_{\text{sat}} \cdot \frac{\left\{ 1 - (\alpha|h|)^{n-1} \cdot [1 + (\alpha|h|^n)]^{-m} \right\}^2}{[1 + (\alpha|h|^n)]^{m/2}} \quad \text{Eq. I-10}$$

avec K_{sat} la conductivité hydraulique à saturation

ou

$$K(\theta) = K_{\text{sat}} \cdot \sqrt{\theta_E} \cdot \left[1 - (1 - \theta_E^{1/m})^m \right]^2 \quad \text{Eq. I-11}$$

1.1.5.6. Caractérisation des flux in situ

A la base du profil, l'utilisation conjointe de la loi de Darcy, apportant le sens des écoulements, et de la loi de conservation de la masse donnant la quantification des flux, permet de distinguer les périodes de drainage et de remontée capillaire. Cependant pour cette méthode, il est difficile d'identifier un pas de temps de mesure permettant de calculer la lame d'eau perdue par intégration de q .

1.1.6. Equation des écoulements en milieu non saturé : Equation de Richards

L'équation générale des écoulements en milieu poreux non saturé découle de la combinaison de la loi de Darcy généralisée en milieu non saturé (I.7) et de l'équation de continuité (I.5). Diverses formulations de cette équation sont possibles selon les variables principales considérées à savoir, la succion h ou la teneur en eau θ . Cette équation plus connue sous le nom d'équation de Richards (1931) s'exprime comme suit :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla \cdot [K(\theta) \cdot \vec{\nabla} H] \quad \text{Eq. I-12}$$

En utilisant la relation liant la teneur en eau θ et la succion h , nous pouvons distinguer plusieurs formes pour l'équation (Eq. I-12)

— une forme basée sur la pression h

$$C(h) \frac{\partial h}{\partial t} - \nabla \cdot [K(h) \cdot \vec{\nabla} h] - \frac{\partial K}{\partial z} = 0 \quad \text{Eq. I-13}$$

avec $C(h) = \frac{\partial \theta}{\partial h}$, la capacité capillaire [L^{-1}]. Cette expression peut être résolue en milieu poreux saturé et non saturé. La pression h est une variable continue dans tout le domaine d'écoulement. La conservation de la masse n'est garantie que si la

capacité capillaire introduite est déterminée avec rigueur. La discrétisation est généralement délicate.

— *une forme basée sur la teneur en eau θ*

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} - \nabla \cdot [\text{Dif}(\theta) \cdot \vec{\nabla} \theta] - \frac{\partial K}{\partial z} = 0 \quad \text{Eq. I-14}$$

avec $\text{Dif}(\theta) = \frac{K(\theta)}{C(\theta)}$, la diffusivité en milieu non-saturée [L^2T^{-1}]. La teneur en eau est la seule variable de résolution. Elle garantit une conservation de la masse, dans les conditions de non saturation d'une partie du domaine. De plus cette expression introduit la diffusivité.

— *une forme « mixte »*

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} - \nabla \cdot [K(h) \cdot \vec{\nabla} h] - \frac{\partial K}{\partial z} = 0 \quad \text{Eq. I-15}$$

La discrétisation de cette équation fortement non linéaire a l'avantage de donner une équation conservatrice en masse (Celia *et al.*, 1990). Elle peut être résolue en milieu poreux saturé et non saturé.

Ces équations ne rendent pas compte de tous les échanges du système, il est alors introduit des termes puits/source, que nous allons décrire.

1.1.7. Le prélèvement hydrique racinaire

Pour décrire les prélèvements racinaires dans un modèle de transport d'eau dans la zone non saturée basé à partir de l'équation de Richards, il est courant d'intégrer une fonction puits-source notée Sp correspondant au terme d'extraction hydrique par les racines des plantes. L'équation peut alors prendre la forme :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \cdot \left(\frac{\partial h}{\partial z} - 1 \right) \right] - Sp(\theta) \quad \text{Eq. I-16}$$

Le prélèvement hydrique racinaire a pour but d'alimenter la culture végétale en eau. La satisfaction des besoins en eau des cultures dépend de trois grands processus (Pagés *et al.*, 1997) :

1. La disponibilité instantanée de l'eau du sol et les propriétés conductrices du milieu (propriétés hydrodynamiques du sol) ainsi que l'évolution de ces grandeurs au cours du temps ;
2. La position dans l'espace du système racinaire considéré comme un réseau de capteurs répartis spatialement (architecture du système racinaire) ;
3. L'aptitude du système racinaire à absorber l'eau présente, qu'il s'agisse de son aptitude physique (contact sol-racine) ou physiologique (état sanitaire de la plante, situation de stress ou non).

Nous ne tiendrons compte que des deux premiers processus. Le premier est traité dans le paragraphe suivant, le deuxième est traité dans les volets agronomiques et pédologiques des chapitres 2 et 3. L'activité biologique des racines et du couvert végétal n'étant pas modélisée directement dans l'équation de Richards, nous ne

pouvons pas suivre l'évolution de l'état physiologique de la plante. Le troisième point concernant l'aptitude du système végétal sera alors considéré comme constant et optimal.

La formalisation du processus doit tenir compte des propriétés hydrodynamiques et mécaniques du milieu, de l'architecture racinaire et de sa dynamique, des aptitudes physiologiques et physiques des racines à absorber l'eau : la recherche d'une fonction puits racinaire [Sp(θ)].

1.1.7.1. Les différents modèles de prélèvements racinaires (Molz, 1981)

La conceptualisation du prélèvement racinaire prend principalement en compte :

- les dimensions des racines,
- les échanges énergétiques,
- les différences de pression,
- les caractéristiques hydrodynamiques du milieu,
- la disponibilité en eau,
- des notions de stress

Le plus ancien formalisme recensé est dû à Gardner en 1964.

Jusqu'aux années 80, il était difficile de considérer chaque racine, avec sa géométrie propre variant dans l'espace, avec sa perméabilité propre. La plupart des fonctions de prélèvement ont été développées en utilisant une approche macroscopique par opposition à une approche microscopique. Depuis cette période les connaissances ont évolué et il est maintenant possible d'approcher ce côté microscopique (Lafolie *et al.*, 1991).

Les modèles macroscopiques sont les modèles les plus pratiques à mettre en place. Ils sont quasiment tous basés sur les caractéristiques géométriques du système racinaire, et sur des paramètres différents.

Les modèles microscopiques sont basés sur des processus de biologie végétale, nécessitant de grandes connaissances en physiologie végétale. Ils sont basés sur des calculs de potentiel foliaire ou de potentiel racinaire (Lafolie *et al.*, 1991). Le pas de temps associé est très fin, horaire voire de la seconde.

En se basant sur quelques notions de physiologie racinaire, les conditions optimales de croissance de la végétation et plus précisément des racines s'échelonnent pour des succions (état énergétique de l'eau dans le sol) comprises entre -50 cm et -15 000 cm, correspondant aux points de diffusion de l'oxygène (Feddes *et al.*, 1976). Le premier chiffre correspond à un degré de saturation maximale, anaérobie (asphyxie des racines), le deuxième à un point de non disponibilité hydrique, point de flétrissement permanent.

1.1.7.2. Relation entre transpiration réelle et fonction de prélèvements racinaires

La transpiration réelle ($E_{\text{réel}}$), donc disponible pour le prélèvement racinaire, se calcule sur tout un profil racinaire par :

$$E_{\text{réel}}(t) = \int_0^L \text{Sp}(x, y, z, t) dz \quad \text{Eq. I-17}$$

Généralement $Sp(x,y,z,t)$ dépend de la distribution de densité racinaire, en tenant compte de la proportion de racines actives pour l'absorption, de l'humidité du sol et de la demande atmosphérique.

Perrochet (1987) formule cette fonction de prélèvement Sp par :

$$Sp(\theta, x, y, z, t) = \alpha_{rac}(\theta) \cdot g(x, y, z) \cdot E_p(t) \quad \text{Eq. I-18}$$

où $\alpha_{rac}(\theta)$ est une fonction de racines efficaces, $g(x,y,z)$ une fonction de densité racinaire et E_p la transpiration potentielle.

Ce genre de modèle permet de prendre en compte deux avantages importants (Lai et Katul, 2000) :

1. Formulation à partir des travaux de Perrochet (1987) basés sur ceux de Budyko (1956) qui est répandue dans les modèles climatiques et hydrologiques
2. les fonctions $\alpha_{rac}(\theta)$ et $g(x,y,z)$ représentent des propriétés macroscopiques du système sol-racine, et dépendent, en plus, de l'humidité.

On peut d'ailleurs relier ce paramètre avec le coefficient empirique global β choisi dans de nombreux modèles (i.e. Feddes *et al.*, 1976) :

$$\beta = \int_0^L g(x, y, z) \cdot \alpha_{rac}(\theta) dz \quad \text{Eq. I-19}$$

1.1.7.3. Fonction de densité racinaire $g(z)$

$g(z)$ est déterminé par l'établissement de profil racinaire in situ. Il définit l'intensité du prélèvement racinaire. Dans la littérature, Hooglands *et al.* (1981) ont trouvé :

$$g(z) = \frac{2c}{L^2} z + \frac{1-c}{L} \quad \text{Eq. I-20,}$$

où L est la longueur totale du système racinaire, c est un paramètre compris dans l'intervalle $[-1 ; 0]$, si $c=0$, on retrouve la formulation de Feddes *et al.* (1976).

Finalement le produit $g(z)$ par E_p détermine Sp_{max} défini comme le prélèvement maximal racinaire, dans le cas d'une humidité non limitante, dans la formulation de Feddes *et al.* (1988)

$$Sp_{max} = \frac{2E_p}{L} \quad \text{Eq. I-21.}$$

1.1.7.4. Fonction des racines efficaces $\alpha_{rac}(\theta)$

Les modèles qui prennent en compte cette fonction sont généralement empiriques et dépendent de l'humidité locale du sol ou bien sont basés sur une formulation liée à la succion (Molz, 1981). Lai et Katul (2000) proposent de définir la fonction des racines efficaces par :

$$\alpha_{rac}(\theta) = \alpha_1(\theta) + \alpha_2(\theta)$$

$$\text{où } \alpha_1(\theta) = \max \left\{ \frac{\theta}{\theta_{\text{sat}} - \theta_{\text{fle}}}; \frac{\int_0^z \theta(z) dz}{\int_0^L \theta(z) dz} \right\},$$

$$\alpha_2(\theta) = \left(\frac{\theta - \theta_{\text{fle}}}{\theta_{\text{sat}}} \right)^{\frac{\gamma}{\theta - \theta_{\text{fle}}}} ; \gamma \text{ est une constante empirique, } \approx 10^{-2}$$

avec z la profondeur, L la longueur totale du système racinaire.

Cette formulation est centrée sur les humidités plutôt que sur les succions.

Les fonctions α_1 et α_2 correspondent en fait à différents états de l'eau dans le sol. α_2 est caractérisée par une limitation, en prenant en compte l'humidité au point de flétrissement, tandis que α_1 représente le maximum de prélèvement en conditions non limitantes.

Une autre forme retenue dans le modèle SWMS est présentée au paragraphe I.3.4.5.

I.1.7.5. Conclusion sur les fonctions de prélèvement racinaire

Finalement les fonctions $\alpha_{\text{rac}}(\theta)$ et $g(z)$ doivent satisfaire les contraintes suivantes :

$$1. \int_0^L g(z) \cdot \alpha(\theta) dz \leq 1 \quad \text{Eq. I-22}$$

$$2. \int_0^L g(z) dz = 1 \quad \text{Eq. I-23}$$

$$3. \int_0^L \alpha_{\text{rac}}(\theta) dz \leq 1 \quad \text{Eq. I-24}$$

Les auteurs arrivent à une conclusion naturelle, dans un souci de limitation de perte énergétique :

- Le système racinaire prélève préférentiellement l'eau nécessaire dans les horizons superficiels quand l'eau est disponible ;
- Le système racinaire est capable d'extraire l'eau dans les couches profondes en exerçant une aspiration élevée.

Nous remarquons alors l'importance de déterminer une demande évapotranspirative la plus précise possible. C'est pourquoi une attention particulière a été portée à la détermination journalière de la demande potentielle dans le système étudié.

I.1.8. La demande atmosphérique et l'évapotranspiration

Dans cette partie nous traitons des concepts généraux de l'évapotranspiration. Puis dans les volets agronomiques et expérimentaux, le calcul par modélisation apporte des réponses au cas spécifique étudié.

Appréhender l'alimentation en eau d'espèces végétales en association ou pas suppose une maîtrise des flux le long du continuum sol-plante-atmosphère et passe par la connaissance :

- de facteurs relatifs au sol (écoulement de l'eau du sol vers les racines) ;
- de facteurs relatifs à la plante : capacité d'absorption des racines, densité et répartitions des racines, développement aérien (absorption par les racines et transfert de l'eau des racines vers les parties aériennes par le système conducteur (vaisseaux et trachéides du xylème)), ...
- de facteurs relatifs au partage de la demande climatique entre les espèces, fonction des conditions climatiques, du développement de la plante et du type d'association (en introduisant une couche limite d'échange autour de la feuille).

La détermination du dernier point constitue le calcul de l'ETP, et l'ensemble des points permet d'obtenir une estimation de l'ETR.

De manière générale, le flux évapotranspiré a pour facteur limitant soit la quantité d'eau soit la quantité d'énergie.

1.1.8.1. Généralités

Les trois principaux moyens de déterminer l'ETR du système sont les suivants (Guyot, 1992) :

- un bilan hydrique ;
- un bilan d'énergie au dessus de la parcelle ;
- des mesures séparées des flux d'évaporation et de transpiration in situ (flux de sève, ...).

Les principaux modèles d'estimation de l'évapotranspiration reposent sur la première loi de la thermodynamique. Ils se différencient généralement par le choix des paramètres nécessaires aux calculs. La méthode généralement employée par l'ensemble des auteurs est celle du bilan d'énergie.

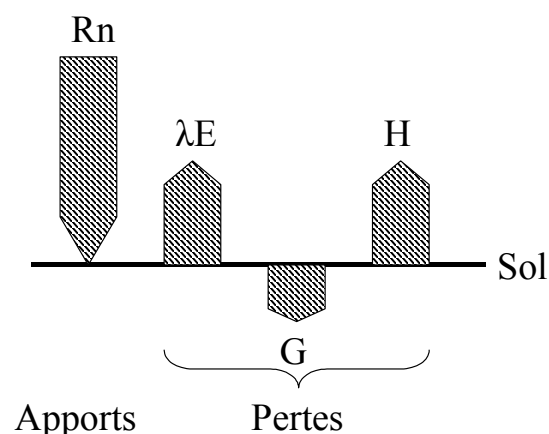


Figure I-5 : Représentation schématique du bilan d'énergie de jour au niveau de la surface de sol. Les flèches indiquent le sens des flux et leur longueur l'importance relative de chaque composante (à titre indicatif), inspiré de Guyot (1992).

La première loi de la thermodynamique concerne le principe de la conservation de l'énergie et s'énonce, pour un couvert végétal dans le système sol/couvert/atmosphère, ainsi :

$$R_n + M + S_{cal} + \lambda E + H_{sens} + G_{cal} = 0 \quad \text{Eq. I-25}$$

- où R_n est le rayonnement net [$W.m^{-2}$],
 M le gain d'énergie stockée du fait des réactions biochimiques [$W.m^{-2}$],
 S_{cal} la quantité de chaleur accumulée par le système [$W.m^{-2}$],
 λ la chaleur latente de vaporisation de l'eau [$MJ kg^{-1}$],
 E le flux d'eau massique [mm]
 H_{sens} le flux de chaleur sensible [$W.m^{-2}$],
 G_{cal} le flux de chaleur entre le système et le sol [$W.m^{-2}$].

R_n est le terme principal de l'équation, de part sa valeur numériquement prépondérante. M représente l'énergie stockée ou éliminée (processus de photosynthèse et de respiration). M représente entre 8 et 30 $W.m^{-1}$ soit moins de 5% de R_n . De ce fait il est généralement négligé. Il en est de même pour S_{cal} qui représente la quantité d'énergie stockée, notamment dans les feuilles. L'analyse de Jones (1992) montre qu'au regard du R_n , S_{cal} peut être négligée sauf dans des cas particuliers (pas de temps petit, feuilles épaisses de types cactées ...). Le flux de chaleur latente (λE) représente la quantité de chaleur perdue par évaporation (ou évapotranspiration), ou gagnée par condensation. C'est le facteur du bilan d'énergie qui permet le calcul de la transpiration. Le flux de chaleur sensible, H_{sens} représente la quantité de chaleur perdue ou gagnée, par le système. Il est lié au gradient de température entre la surface considérée et l'air environnant (d'où l'intérêt de calculer la température de surface T_s). G_{cal} est également un flux de chaleur. Il concerne les échanges avec le sol, et, suivant la densité du couvert, il peut représenter de 2 à 30% du R_n . G_{cal} est négatif la journée (perte de chaleur du système vers le sol), positif la nuit, et du même ordre de grandeur (figure I-5).

Historiquement le modèle le plus rigoureux est sans doute celui établi par Penman, (1948), pour une surface d'eau libre. Pour généraliser ce formalisme, Monteith, (1965) incorpore une résistance du couvert, r_c , pour prendre en compte l'effet de la régulation stomatique, et de la structure sur la diminution de la transpiration.

1.1.8.2. *ETP° de référence (Allen et al., 1994)*

L'évapotranspiration de référence (ETP°) est redéfinie comme l'évapotranspiration d'une surface uniforme étendue de gazon avec une hauteur de 0.12 m (entre 0,08 et 0.15 m) et une résistance du couvert de 70 $s.m^{-1}$, un albédo de 0.23, comme la fétuque ou le ray grass anglais. L'équation FAO Penman-Monteith, ayant des paramètres de rugosité et de résistance de surface normalisés, est recommandée comme équation qui représente la nouvelle définition de l' ETP° . Le changement de la définition et la sélection d'une méthode de calcul appropriée à la nouvelle définition prétend contribuer à éliminer les problèmes liés à la mesure de l' ETP° sur une culture de référence vivante, et permettre l'obtention des valeurs de ETP° valables dans toutes les régions du globe. L'équation de Penman-Monteith a été considérée comme l'une des meilleures méthodes parmi 11 testées et comparées aux mesures lysimétriques. D'autre part, l'utilisation de l'équation FAO Penman-Monteith permet

de dépasser les problèmes de surestimation propres à l'équation de Penman. L'utilisation de la nouvelle méthode de calcul de l'ETP° est indiquée pour la calibration des équations empiriques de ETP°.

L'ETP° calculée est une évapotranspiration journalière.

La forme de l'équation générale de l'évapotranspiration de Penman-Monteith, est une combinaison :

— de l'équation de Penman (1948)

— et de l'équation de Monteith (1965), faisant intervenir les résistances aérodynamiques et de surface liées à la culture.

La formule finale pour l'équation FAO Penman-Monteith est réduite alors à (calcul décrit en annexe 1) :

$$ETP^{\circ} = \frac{0,408\Delta \cdot (R_n - G_{cal}) + \gamma \cdot \frac{900}{T + 273} \cdot U_2 \cdot (e_a - e_d)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34 \cdot U_2)} \quad \text{Eq. I-26}$$

avec : ETP°, évapotranspiration de référence, Δ pente de la courbe de pression saturante, γ constante psychrométrique, e_a et e_d pression de vapeur réelle et saturante, U_2 vitesse du vent à 2 mètres.

Le premier terme du numérateur est un terme énergétique, tandis que le second est un terme aérodynamique (Stannard, 1993).

Cette équation n'est théoriquement utilisable que si les mesures sont effectuées dans une zone homogène et seulement si le couvert satisfait au postulat de feuille unique, c'est-à-dire, si les sources de flux de chaleur sensible et latente se trouvent à la même hauteur et à la même température. Cette dernière hypothèse est valable pour les couverts continus ou pour les surface de sol nu et non pour un couvert discontinu. Cette dernière hypothèse n'est pas toujours vérifiée, notamment pour un couvert en début de croissance.

L'évapotranspiration de référence sert de base aux différentes déterminations de flux évapotranspiratifs des constituants du système étudié présenté aux Chapitres II et IV.

I.2. Le bilan azoté

L'azote est un élément fondamental de la biosphère où il est présent sous forme gazeuse, minérale ou organique.

L'azote atmosphérique (forme chimiquement inerte) est très peu utilisable par les plantes. Il est pourtant le constituant majeur de la basse atmosphère (78% en volume).

Les animaux utilisent l'azote sous forme organique, et les végétaux sous forme minérale soluble. Les principaux processus d'échange entre l'atmosphère et le sol sont la fixation biologique, la volatilisation, et la dénitrification.

Dans le sol, au moins 95% de l'azote total se trouve sous forme organique (Turpin *et al.*, 1997). Une fraction de cet azote organique est passive et difficilement décomposable, elle est dite stable. Une autre constitue le pool d'azote organique labile. L'azote organique provient de la décomposition des résidus organiques

(humification), et des réactions de synthèse bactérienne à partir des formes d'azote minéral (organisation) (figure I-6).

L'azote organique n'est pas directement utilisable par les plantes, sauf les très petites molécules, par exemple l'urée (Baize, 2000). Il ne peut généralement être mis à la disposition des végétaux qu'après un processus qui le transforme en azote minéral : la minéralisation.

L'azote est l'élément minéral le plus demandé par les plantes. Il coexiste sous différentes formes (les ions ammonium NH_4^+ , nitrites NO_2^- , et nitrates NO_3^-). Seules les formes ammoniacales et nitriques participent à la nutrition des plantes. Les nitrates, principale forme assimilable de la nutrition azotée des végétaux, sont en totalité contenus dans la solution du sol, ce qui les rend disponibles pour les plantes (et les micro-organismes) mais les exposent aussi aux entraînements par lixiviation, accentuée par la charge négative de l'ion nitrate, qui n'est pas retenu par les colloïdes argileux ou organiques du sol, eux aussi chargés négativement (Mariotti, 1998). Au contraire, les 9/10^{èmes} des ions ammonium sont fixés sur le complexe adsorbant, tandis que d'autres sont fixés sur les minéraux argileux mais non échangeables. Les ions nitrites, toxiques pour les plantes, sont en proportion négligeable vue leur très grande instabilité en présence d'oxygène (oxydation en nitrates). La principale source d'azote minéral du sol (outre les engrais) provient de la minéralisation de l'azote organique.

Un équilibre s'instaure entre les différents processus, qui ont une durée qui varie de quelques jours à plusieurs centaines d'années selon les composés mis en œuvre.

La teneur en azote des sols décroît généralement avec la profondeur, exceptée pour les nitrates dont on peut trouver des concentrations plus importantes dans les couches profondes en raison du lessivage. Biggar (1978) indique une plage de coefficients de variation pour l'azote total de 10 à 55% et pour l'azote nitrique de 30 à plus de 80%, à l'échelle de la parcelle agricole.

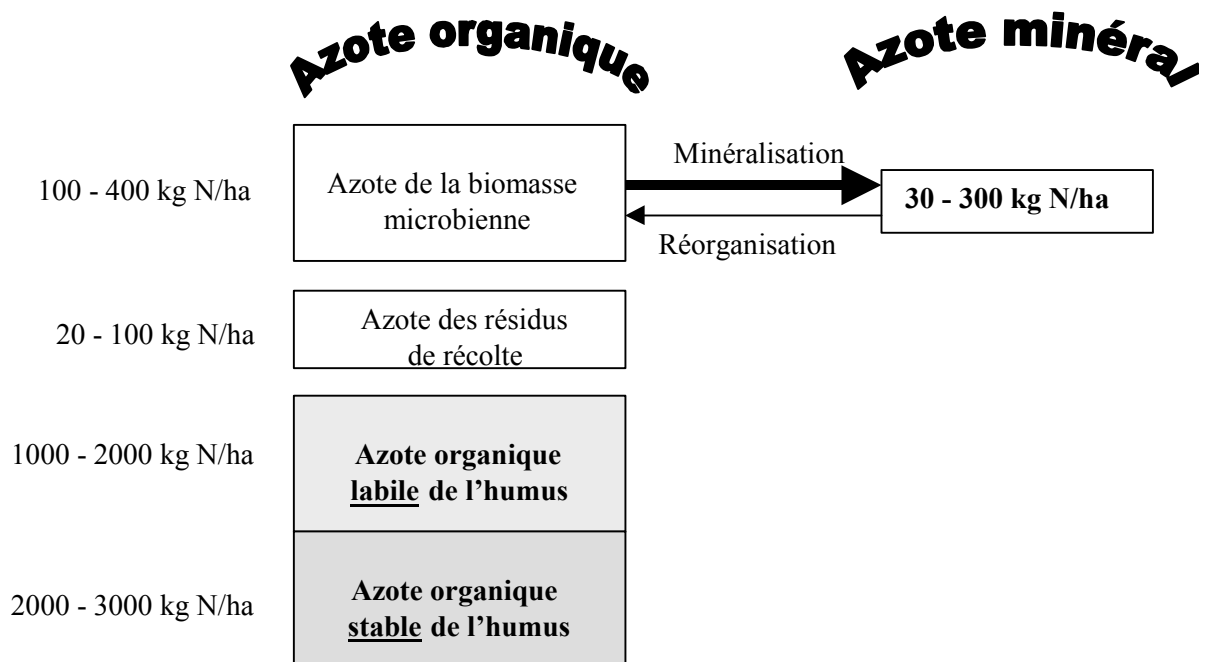


Figure I-6 : Compartiments de l'azote dans le sol (CORPEN, 1991)

Les relations existant entre les différentes formes d'azote des compartiments de la biosphère (nous nous limitons ici au niveau terrestre, sans aborder les échanges avec les océans) constituent le cycle de l'azote, concept formulé par Löhnis en 1913. Comme pour le bilan hydrique, le bilan azoté est une quantification des différents termes du cycle de l'azote.

Nous abordons successivement, pour le système sol, les apports, les transformations biochimiques (constituant le cycle interne de l'azote), et les pertes. Une importance particulière est consacrée aux phases qui seront fréquemment évoquées par la suite (minéralisation et lixiviation).

1.2.1. Les gains d'azote du sol

Apports atmosphériques : Les orages, par les décharges électriques, établissent des conditions favorables à la combinaison de l'azote moléculaire de l'air avec l'hydrogène ou l'oxygène pour former respectivement de l'ammoniac ou des nitrates. Ces substances entraînées par les pluies apportent au sol environ 20 kg NO₃/ha/an dans les régions du Nord-Est de la France (Kugler, 1988 ; Ballif, 1994).

Fixation biologique : Elle correspond à la réduction de l'azote gazeux N₂ en ammoniac par différents groupes de micro-organismes libres (Azotobacter, Clostridium, ...), ou vivant en symbiose dans des nodosités se trouvant sur les racines des plantes (Morel, 1996).

La fertilisation : Elle est apportée par épandage de matière organique d'origines diverses (à effet retardé) ou d'engrais chimiques de synthèse (à effet rapide, citons le plus utilisé, notamment en viticulture, l'ammonitrate).

1.2.2. Transformation de l'azote dans le sol : échanges entre les formes minérales et organiques

La dynamique de l'azote dans le sol est fortement liée à l'activité microbiologique, par la minéralisation de la matière organique, que nous nommerons MO. De nombreux modèles agronomiques adjoignent au cycle de l'azote le cycle du carbone à la base de la MO (Birkinshaw et Ewen, 2000). Nous nous intéressons au seul cycle de l'azote.

1.2.2.1. Les matières organiques du sol

Le terme "matière(s) organique(s)" peut recouvrir divers sens selon qu'il est employé au singulier (il s'agit en général de l'humus) ou au pluriel (il s'agit de tout le reste...).

La MO vivante, végétale et animale, englobe la totalité de la biomasse en activité. Les débris d'origine végétale ou animale sont regroupés sous le terme de MO fraîche. Des composés organiques intermédiaires, encore appelés produits transitoires ou MO transitoire, sont les MO en cours d'évolution entre la MO fraîche et les composés finaux (les matières humiques). Enfin les composés organiques stabilisés (matières humiques ou humus) sont issus de la dégradation des composés labiles précédents (I.T.A.B., 1995). Ils jouent un rôle de première importance dans le maintien de la structure des sols, en lien avec les particules d'argile avec lesquelles ils forment le complexe argilo-humique (Morel, 1996).

L'étude du cycle du carbone est généralement un bon moyen de suivre l'évolution du taux d'humus dans le sol. Un couplage des cycles du carbone et de l'azote permet

de quantifier les processus d'humification et de minéralisation (Birkinshaw et Ewen, 2000 ; Bloemhof et Berendse, 1995), dont l'indicateur reconnu est le ratio C/N.

1.2.2.2. Minéralisation de l'azote organique du sol : l'ammonification

La minéralisation désigne le passage de la forme organique à la forme minérale. Concernant l'azote, la première forme minérale formée est l'ion ammonium, de sorte que la minéralisation de l'azote peut être également appelée ammonification (ou ammonisation). Elle concerne essentiellement les composés simples (acides aminés, peptides, protéines) et est catalysée par des enzymes (hydrolases, oxydases).

Les facteurs intervenant sur la minéralisation sont les facteurs généraux de l'activité microbienne et des caractéristiques des sols. On peut difficilement dissocier les facteurs biologiques influant sur la minéralisation de l'azote de ceux qui dirigent l'évolution générale des MO du sol. La minéralisation est fortement dépendante de la température, l'optimale d'activité se situant dans l'intervalle 30-35°C. Une bonne aération du sol est favorable à la dégradation des MO. Le pH optimum pour la minéralisation de l'azote est compris entre 6.5 et 8.5. La teneur en eau influence à la fois la croissance, la mobilité des organismes du sol et la diffusion des gaz, des solutés et des nutriments. L'humidité du sol favorise la minéralisation, jusqu'à environ 80% de la capacité au champ (forte dépendance aux aléas climatiques). (Stanford et Smith, 1972 ; Mary et Rémy, 1979 ; Addiscott, 1983 ; Delphin, 1986).

Champagnol (1980) et Juergens-Gschwind (1989) estiment qu'un sol cultivé convenablement fertilisé, contenant un stock de matière organique de 6 000 à 10 000 kg N/ha peut minéraliser 1 à 2% de cette quantité pour obtenir de 60 à 200 kg N/ha/an.

Les ions ammonium ainsi formés peuvent être prélevés par le couvert végétal, nitrifiés en nitrates, volatilisés sous forme d'ammoniac, mais aussi se fixer sur les argiles et même subir une rétrogradation. Ils servent aussi d'aliment à la population microbienne qui réutilise l'azote minéral libéré au cours de la dégradation des matières organiques : c'est la réorganisation microbienne.

1.2.2.3. Organisation microbienne

L'organisation de l'azote minéral, ou réorganisation de l'azote minéralisé, ou encore immobilisation (de l'anglais immobilization), correspond au processus inverse de la minéralisation. Elle correspond à l'absorption et l'assimilation d'azote minéral par les micro-organismes hétérotrophes du sol pour leurs propres besoins de renouvellement et de croissance, qui conduit à la synthèse de composés organiques azotés. La réorganisation affecte plus particulièrement la forme ammoniacale. Ce processus biologique ne doit pas être considéré comme une perte pour le système sol-plante, mais comme un stockage temporaire de l'azote dans la fraction organique, puisque l'azote immobilisé pourra être (re)minéralisé. Il accomplit ainsi des cycles minéralisation / organisation.

Ces deux processus inverses, l'un construisant le stock d'azote organique, l'autre le dégradant, constituent le cycle interne de l'azote dans le sol. Si la minéralisation est plus importante que l'organisation, on observe une production d'azote minéral (ou minéralisation nette). Dans le cas contraire, on observe une disparition d'azote minéral (ou organisation nette).

Les conditions optimales pour la réorganisation sont sensiblement les mêmes que pour la minéralisation. Les teneurs relatives en azote et carbone des substrats décomposés sont déterminantes pour orienter le processus dans un sens ou dans l'autre.

1.2.2.4. Lien entre les cycles du carbone et de l'azote : le rapport C/N

Pour expliquer dans quelles conditions apparaissent des phénomènes de minéralisation ou d'organisation nette, il faut comprendre en quoi les dynamiques du carbone et de l'azote sont étroitement liées lors de la décomposition des MO du sol. Les micro-organismes hétérotrophes du sol utilisent (assimilent) le carbone des substrats disponibles pour constituer des cellules et des métabolites microbiens. Une grande partie du carbone est donc minéralisée pour assurer les besoins énergétiques de l'organisme, et est dégagée dans l'atmosphère sous forme de CO₂. Une petite partie enfin contribue directement à la formation de l'humus (Morel, 1996).

Les pertes d'azote sont beaucoup plus faibles : l'azote minéralisé au cours de la décomposition s'accumule dans le sol sous forme minérale et peut être réutilisé par les micro-organismes du sol.

Si le rapport C/N du substrat est faible (le substrat est suffisamment riche en azote), une partie de l'azote sera assimilée au cours de la dégradation, et l'autre relâchée sous forme d'ammonium, enrichissant ainsi le sol (c'est la minéralisation nette).

Par contre, si le substrat est déficient en azote, en présence d'un excès de carbone (C/N élevé), la flore minérale va puiser dans les réserves d'azote minéral du sol. Ces réactions par lesquelles l'azote est incorporé dans la biomasse microbienne sont celles qui aboutissent à l'organisation nette de l'azote minéral.

Le rapport des quantités d'azote et de carbone contenus dans les substrats à décomposer (humus, apport organique, résidus de culture...) et dans la biomasse microbienne du sol, ou rapport C/N, est donc un facteur essentiel de la dynamique du carbone et de l'azote.

Le rapport C/N est très variable pour les résidus végétaux : il va de 10 à 30 pour des résidus riches et jusqu'à plus de 100 pour les résidus matures. Le rapport C/N de l'humus est beaucoup plus stable autour de 9 et le C/N moyen de la biomasse microbienne du sol, qu'il est difficile d'apprécier, est probablement proche de 8 (Morel, 1996).

1.2.2.5. La nitrification

L'étape suivant la minéralisation, mais qui n'en fait plus partie à proprement parler, est la nitrification : l'ion ammonium est nitrifié en nitrate. Tout comme l'ammonification, la nitrification est également une oxydation biologique. Elle recouvre deux processus qui permettent la transformation de :

— l'ammoniaque en nitrite :

la nitritation : $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}_2\text{O}$ ($\Delta G_{298} = -66.5 \text{ kcal}$), par des nitroso-bactéries (type Nitrosomas),

— puis des nitrites en nitrates :

la nitratisation : $\text{NO}_2^- + \frac{1}{2} \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$ ($\Delta G_{298} = -17.5 \text{ kcal}$), par des nitro-bactéries (type Nitrobacter).

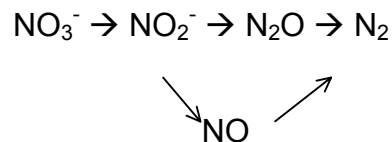
La nitrification ne peut se dérouler qu'en conditions aérobies. La température optimale se situe autour de 30-35°C. Le pH idéal est compris entre 6 et 8. La réaction est favorisée par une augmentation de la teneur en eau jusqu'à 80% de la capacité au champ, puis ralentie par le manque d'oxygène. Dans ces conditions favorables, les bactéries nitrificatrices sont très actives et peuvent fournir de 6 à 16 kg NO₃⁻ /ha/j.

1.2.3. Les pertes d'azote du système sol

L'azote minéral non utilisé par les végétaux ou en excès peut être perdu par quatre processus : dénitrification, volatilisation, lessivage et ruissellement.

1.2.3.1. La dénitrification

Si l'oxygène vient à manquer (sol gorgé d'eau...), certains micro-organismes (bactéries aérobies) peuvent utiliser les nitrates comme source d'oxygène, en le transformant en diazote. Ce processus respiratoire de dénitrification biologique, essentiellement bactérien, leur permet de se développer dans des conditions anaérobies. La présentation actuelle de la chaîne de réactions est la suivante :



Pseudomonas semble être le genre dénitrifiant prépondérant.

Dans le sol, le fonctionnement de la dénitrification dépend du niveau d'humidité qui conditionne l'aération et le niveau d'anoxie. C'est pourquoi elle croît avec la teneur en eau, et est optimale à saturation. Elle est également stimulée par une augmentation de température et atteint son optimum vers 30-35°C. Le taux de carbone organique est un facteur limitant à la réaction (Parry *et al.*, 1999). Ces auteurs ont aussi montré l'importance de la structure porale du sol et de la répartition de la matière organique pour l'activité dénitrifiante.

Dans les sols, les pertes d'azote par dénitrification sont généralement de quelques kilogrammes à quelques dizaines de kg /ha/an (Henault et Germon, 1995 ; Luo *et al.*, 2000) Le taux de dénitrification pour un sol cultivé est supérieur à celui sous prairie pour la simple raison que sous prairie le taux d'azote minéral est plus faible (Sotomayor et Rice, 1996).

1.2.3.2. La volatilisation

Comme la dénitrification, la volatilisation de l'ammoniac représente une perte par voie gazeuse. Elle n'est cependant pas régie par la microflore du sol. Les quantités d'ammoniac volatilisées vont dépendre en fait de l'équilibre chimique suivant :



Cet équilibre dépend de différents facteurs climatiques et pédologiques. La volatilisation est d'autant plus élevée que l'humidité du sol est faible, et l'alternance de phases d'humectation et de dessiccation est propice au phénomène. Un pH supérieur à 7.5 et une température élevée sont également des facteurs favorables.

La volatilisation de l'ammoniac est généralement négligeable lorsque l'azote ammoniacal est apporté sous forme d'engrais, et ne dépasse pas 10% de l'azote appliqué.

1.2.3.3. La lixiviation

On emploie souvent le terme de lixiviation pour les éléments solubles (cas des nitrates), et on réserve celui de lessivage pour les particules solides. Ce dernier terme est couramment utilisé en agronomie pour désigner un entraînement par l'eau de percolation d'éléments minéraux solubles hors de la zone potentiellement exploitable par les racines (Muller, 1996). Cependant, par abus de langage, on utilisera indifféremment lixiviation et lessivage.

Les pertes par lixiviation concernent essentiellement l'azote sous forme nitrique (NO_3). De plus, les ions nitrate ne s'associent que très peu pour former des complexes avec d'autres molécules. De ce fait, à la différence des ions ammonium, ils se déplacent très facilement dans le sol sous l'action de l'eau. L'écoulement de l'eau à travers la matrice poreuse non saturée du sol joue donc le rôle essentiel : c'est parce qu'il y a écoulement d'eau qu'il y a transfert de nitrates. C'est pourquoi, à quantité de nitrates équivalentes, l'importance de la lixiviation dépend étroitement de la texture du sol et des caractéristiques hydrodynamiques. Par exemple, plus la texture est grossière et plus le risque de lixiviation est important. Par vagues successives, liées à la pluviométrie et éventuellement à l'irrigation, ces nitrates sont entraînés en profondeur, hors des horizons prospectés par les racines et rejoignent alors les nappes souterraines.

L'agriculture peut contribuer à la lixiviation des nitrates en apportant des doses supérieures aux possibilités d'absorption par les plantes et au pouvoir de rétention du sol (Morel, 1996). Des précipitations abondantes hors des périodes de prélèvement des plantes, l'absence de couverture végétale entre la récolte et le semis suivant, le travail du sol en été sont d'autres exemples de facteurs aggravants.

Enfin, soulignons que si le problème de pollution des eaux souterraines par les nitrates a été soulevé récemment dans les années 80 et qu'ils peuvent durer plusieurs dizaine d'années (Mariotti, 1998), le lessivage des ions nitrates est un phénomène connu depuis longtemps (expériences démontrant l'origine bactérienne de la nitrification par Schloesing et Müntz, 1877).

Gardons encore à l'esprit que dans les climats tempérés (pluviométrie > évapotranspiration potentielle), le lessivage des nitrates reste un phénomène basique et naturel (Juergens-Gschwind, 1989).

1.2.3.4. Perte par ruissellement

Les pertes par écoulement superficiel relèvent du ruissellement et de l'érosion. Verchot *et al.* (1997), qui ont étudié le ruissellement en zone de piémont, Ballif (1999) dans les bassins versants de Champagne, et Gaildraud (1996) dans un bassin versant alsacien, estiment les pertes d'azote de quelques unités N/ha/an à une dizaine d'unité N/ha/an, pour une concentration moyenne de 10 mg/l d'eau ruisselée (concentration de l'eau de pluie en général).

L'érosion engendre, quant à elle, une perte d'environ 5 g d'azote total par kg de terre érodée (Ballif, 1999).

1.2.3.5. Répartition temporelle des transformations de l'azote

Les différents phénomènes sont étroitement liés au type de sol, aux techniques culturales et enfin aux conditions climatiques. Nous traitons d'un problème pour un contexte pédo-climatique particulier.

En automne, beaucoup de sols de l'Europe s'humidifient par les pluies automnales, la température est encore relativement élevée due à l'inertie thermique, et la demande végétative est très limitée. Ceci crée de bonnes conditions pour l'activité microbiologique, qui favorisent les processus de nitrification. L'hiver suivant (le sol étant très refroidi, bloquant les cinétiques de transformation de l'azote), sans plante de couverture, selon la quantité d'eau infiltrée par les pluies ou la neige, le mouvement descendant d'eau entraînera une migration des nitrates dans les horizons de profondeur.

La dénitrification, nécessitant des conditions humides et chaudes, est très dépendante du temps, de la saison, et difficile à prévoir. Cependant les périodes que l'on peut retenir sont la fin du printemps et le début de l'automne.

1.2.4. La conceptualisation des échanges dans le sol

Depuis que le problème des nitrates est soulevé, de nombreuses publications traitent des transformations de l'azote dans le sol. Aucune conceptualisation n'a à ce jour fait l'unanimité. Quelques-unes sont plus utilisées. Nous pouvons noter deux groupes de modèles selon qu'ils couplent les équations du cycle du carbone ou du cycle de l'azote. Dans notre cas, nous nous limitons au seul cycle de l'azote, dont un schéma simplifié est présenté à la figure I-7.

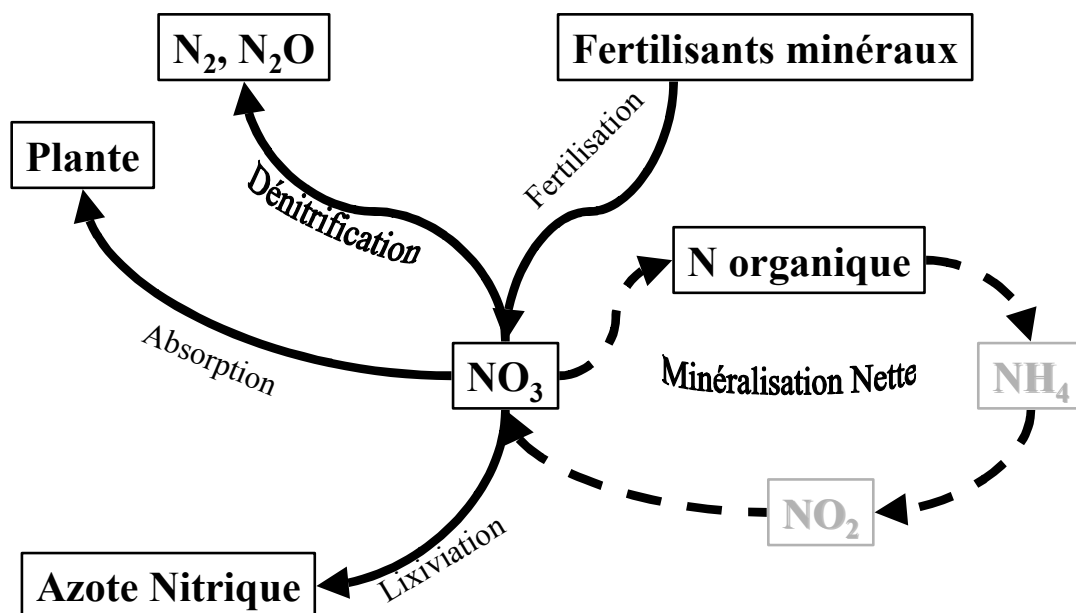


Figure I-7 : Cycle de l'azote simplifié appliqué à notre objectif : la lixiviation.

Les transformations de l'azote sont souvent modélisées par des cinétiques du premier ordre, les constantes cinétiques étant fonction de la température et de l'humidité du sol.

1.2.4.1. Minéralisation

Les expressions de la cinétique pour la minéralisation proposées par Stanford et Smith (1972) sont surtout basées sur le pool d'azote labile disponible. Les études menées essentiellement en laboratoire (par incubation) ont montré que la cinétique de minéralisation suivait une cinétique de premier ordre de constante de minéralisation K_1 , ou double cinétique du premier ordre (Delphin, 1988), voire d'ordre zéro selon le type de sol (Mary *et al.*, 1999), sans oublier les relations empiriques issues des régressions multiples.

La cinétique la plus répandue pour décrire les transformations biochimiques de l'azote dans le sol est celle du premier ordre dont la vitesse de disparition de l'azote organique est proportionnelle à sa concentration. La quantité d'azote minéralisé peut s'écrire :

$$\frac{d[N_{\text{org}}]}{dt} = -K_1 \cdot [N_{\text{org}}] \quad \text{Eq. I-27,}$$

qui se résout en

$$[N_{\text{min}}] = [N_{\text{org}}](1 - \exp(-K_1 \cdot t)), \quad \text{Eq. I-28}$$

avec $[N_{\text{org}}]$ la concentration en azote organique en g pour 100 g de sol et K_1 la constante de réaction ;

que nous pouvons aussi convertir en variation de concentration en nitrate, en effectuant un bilan d'azote :

$$dC_{\text{NO}_3^-} = \frac{4.43 \cdot \rho_s}{\theta} d[N_{\text{org}}] \quad \text{Eq. I-29}$$

avec 4.43 rapport de conversion nitrate sur azote, ρ_s densité sèche du sol et θ teneur en eau en %.

Delphin (1986) a effectué des régressions multiples dont la meilleure expression, sur des sols d'Alsace, est la suivante :

$$N_{\text{min}} = 11.4 N_{\text{tot}} - 0.092 \text{Arg}_{[0.2-2]} - 0.713 \text{Calc}_{<2} + 35.8 \quad \text{Eq. I-30}$$

avec $R^2=0.95$

où N_{min} : minéralisation nette entre le 25 et le 300^{ième} jours d'expérience [mg.kg^{-1}]

N_{tot} : azote total (‰)

$\text{Arg}_{[0.2-2]}$: argiles 0.2 à 2 μm (‰)

$\text{Calc}_{<2}$: calcaire de la fraction < 2 μm (‰).

Les facteurs abiotiques susceptibles d'influencer ces transformations sont la teneur en eau, la température, et de façon moins courante, les teneurs en argile, sable et calcaire (Delphin, 1986 ; Svendsen *et al.*, 1995). Enfin le pH détermine aussi l'activité des bactéries : en général, elle est ralentie en milieu acide.

L'estimation de K1, coefficient de minéralisation brute qui correspond à la minéralisation en conditions optimales énoncées au paragraphe 1.2.2.2 peut se calculer sous la forme présentée par Delphin (1986) pour des sols alsaciens :

$$K1 = \frac{0.21}{(\text{Arg} + 12.5) \times (\text{Calc} + 54.5)} \quad \text{Eq. I-31}$$

Arg teneur en argile exprimée en ‰ de terre fine

Cacl teneur en calcaire total exprimée ‰ de terre fine

Les fonctions de température et d'humidité peuvent être choisies sur la base de la revue bibliographique de Rodrigo *et al.* (1997), un exemple est illustré à la figure I-8.

1.2.4.1.1 Fonction d'humidité

Deux types de formulations existent, l'une est basée sur la teneur en eau de façon linéaire, et l'autre sur le logarithme de la succion du sol.

La fonction d'humidité peut être modélisée par une loi linéaire par morceau. Elle est nulle en deçà du point de flétrissement, puis croissante jusqu'à la teneur en eau optimale, pour décroître linéairement jusqu'à la teneur en eau maximale :

$$gh(\theta) = \begin{cases} 0 & \text{si } \theta < \theta_{pf} \\ c \frac{\theta - \theta_{pf}}{\theta_{opt} - \theta_{pf}} & \text{si } \theta_{pf} < \theta \leq \theta_{opt} - \varepsilon \\ c & \text{si } \theta_{opt} - \varepsilon < \theta \leq \theta_{opt} + \varepsilon \\ c \frac{\theta_s - \theta}{\theta_s - \theta_{opt}} & \text{si } \theta_s + \varepsilon < \theta \leq \theta_s \end{cases} \quad \text{Eq. I-32}$$

où θ_{pf} est la teneur en eau au point de flétrissement, θ_{opt} la teneur en eau optimale, et θ_s la teneur en eau à saturation.

Ou bien on peut adopter la relation :

$$gh(\theta) = (1-c) \frac{\theta - \theta_{pf}}{\theta_{opt} - \theta_{pf}} + c \quad \text{Eq. I-33}$$

où c est le taux de minéralisation à la teneur en eau optimale [valeur prise entre 0.045 et 0.138 (Rodrigo *et al.*, 1997)],

Ou encore, il a été introduit une relation quadratique :

$$gh(\theta) = a + b \frac{\theta - \theta_{pf}}{\theta_{opt} - \theta_{pf}} + (1-b) \left(\frac{\theta - \theta_{pf}}{\theta_{opt} - \theta_{pf}} \right)^2 \quad \text{Eq. I-34,}$$

a est une constante de calage, et b le degré de courbure (si b=1, la relation est linéaire).

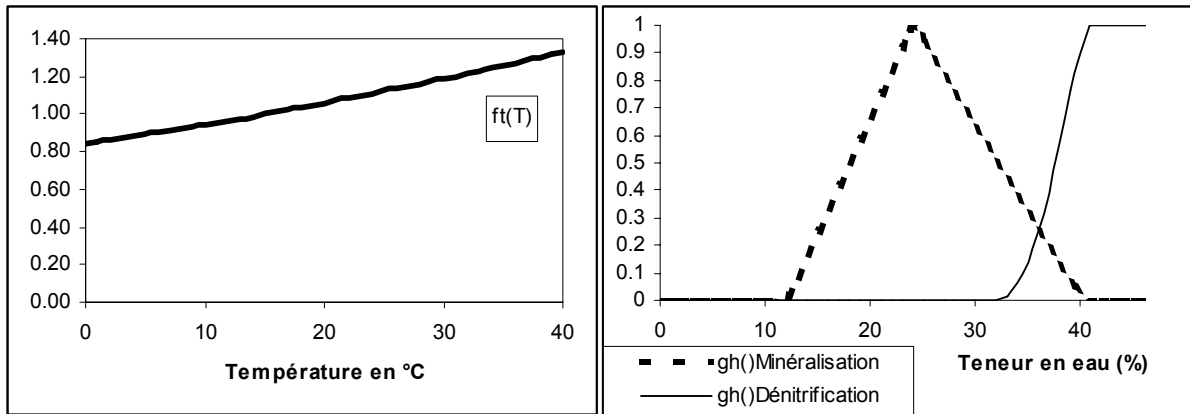


Figure I-8 : Exemple de fonctions de température 'ft(T)', et d'humidité 'gh()' pour la minéralisation et la dénitrification.

1.2.4.1.2 Fonction de température

Les fonctions de température peuvent être monotones croissantes, linéaires, carrée ou de type d'Arrhenius :

$$ft(T) = \exp\left(\frac{Ea/R \cdot (T_2 - T_1)}{T_1 \cdot T_2}\right) \quad \text{Eq. I-35}$$

dans laquelle Ea/R représente l'énergie d'activation sur la constante des gaz parfaits, T_1 et T_2 les températures optimale et de réaction.

La fonction de Van't Hoff est généralement adoptée pour décrire les effets de la température :

$$ft(T) = \exp[k_t \cdot (T - T_{ref})] = Q_{10}^{\left(\frac{T - T_{ref}}{10}\right)} \quad \text{Eq. I-36}$$

où T_{ref} est la température de référence ($T_{ref}=15^\circ\text{C}$)

k_t est le coefficient de température ($k_t=0.115 \text{ K}^{-1}$)

Q_{10} coefficient de Van't Hoff.

La température optimale se situe aux environs de 35°C (Addiscott, 1983). La vitesse de minéralisation double pour une augmentation de température de 10°C (loi du Q_{10}).

1.2.4.2. Dénitrification

La dénitrification est souvent considérée comme négligeable (com. orale Mary) et traitée de la sorte dans beaucoup de modèles (Mary *et al.*, 1999).

Ce processus est encore mal connu, ceci explique les nombreuses variantes des formulations mathématiques associées (annexe 2). Les plus couramment employées sont de deux types.

Il est commun à toutes les formulations que le taux de dénitrification dépend de la concentration en nitrate, de la teneur en eau à saturation et de la température des 30 premiers centimètres du sol

La fonction d'humidité peut être considérée comme nulle en deçà de 80% de la saturation, puis croître jusqu'à l'unité selon une loi en puissance (Normand, 1996) :

$$gh(\theta) = \left(\frac{(\theta/\theta_s) - 0.8}{0.2} \right)^2 \quad \text{Eq. I-37}$$

ou bien spécifique à chaque formulation.

Le taux peut être inspiré de la cinétique du type Michaelis-Menten (Kersebaum, 1995) :

$$\frac{dN_{\text{dénitrif}}}{\delta t} = \frac{V_{\text{max}} \cdot [\text{NO}_3^-]}{[\text{NO}_3^-] + K_{\text{NO}_3^-}} \cdot gh(\theta) \cdot ft(T) \quad \text{Eq. I-38}$$

avec $gh(\theta) = 1 - \exp\left(-\left(\frac{\theta}{\theta_{\text{crit}}}\right)^6\right)$

$$ft(T) = 1 - \exp\left(-\left(\frac{T}{T_{\text{crit}}}\right)^{4.6}\right)$$

où V_{max} : taux maximal de dénitrification par unité de temps (1274 g/ha/j)

$K_{\text{NO}_3^-}$: constante de Michaëlis égale à la concentration de nitrate quand le taux de dénitrification est de $V_{\text{max}}/2$, (74 kgN/ha/30cm)

T_{crit} et θ_{crit} la température et la teneur en eau critiques ou optimales de dénitrification (15.5°C et 77%).

La cinétique du premier ordre est la plus couramment utilisée selon l'équation différentielle suivante :

$$\frac{d[\text{NO}_3^-]}{dt} = -K_2 \cdot [\text{NO}_3^-] \quad \text{Eq. I-39}$$

ou $\frac{d[\text{NO}_3^-]}{dt} = K_2 \cdot ([\text{NO}_{30}^-] - [\text{NO}_3^-])$ Eq. I-40

où $[\text{NO}_{30}^-]$ fait référence à la quantité de nitrate disponible en début de processus

$[\text{NO}_3^-]$ quantité de nitrate au temps t

K_2 est un coefficient global incluant la constante de dénitrification, corrigée par une fonction de la température, une fonction de la teneur en eau, et le taux de transformation du carbone organique. (annexe 2).

1.2.4.3. La lixiviation

La détermination des quantités lixiviées demeure l'objectif principal de ce travail.

Le flux lixivié peut être calculé de manière empirique à partir de la formule de Burns, (1975, 1976) qui permet de prédire de façon globale la quantité de nitrate lessivée à travers un profil de sol, à partir de la lame drainée (issue du bilan climatique).

Mais ce flux (L_v) peut être déterminé de manière physique en multipliant la quantité d'eau drainée naturellement, D_r , (à partir des travaux du paragraphe I.1) par la concentration représentative de la zone de sortie $[\text{NO}_3]_z^{(t1,t2)}$, ce qui se traduit par :

$$L_v = D_r \cdot [\text{NO}_3]_z^{(t1,t2)} \quad \text{Eq. I-41.}$$

I.2.5. Absorption racinaire azotée

En général, la cinétique d'absorption des plantes varie en fonction du stade végétatif et selon les espèces. Elle est faible lors de la germination, maximale lors de la période végétative, puis diminue lors de la phase de maturation (Turpin *et al.*, 1997).

Le flux d'absorption est une fonction des besoins de la plante en nitrates (consommation potentielle) et du stock de nitrates du sol. Il existe deux approches pour modéliser l'absorption de l'azote du sol :

- L'approche microscopique fondée sur le fonctionnement d'une racine isolée ;
- L'approche macroscopique qui prend en compte l'effet de l'ensemble du système racinaire sur un volume représentatif de sol.

Dans l'approche macroscopique, nous distinguons deux conceptualisations qui peuvent être considérées soit comme complémentaires soit comme indépendantes.

Pour la première, l'absorption d'azote par la plante est reliée à l'absorption de l'eau. Dans ce cas, l'absorption d'un soluté par les racines est donnée par :

$$A_1 = S_p \cdot [\text{NO}_3] \quad \text{Eq. I-42}$$

Pour la deuxième, l'absorption d'azote par la plante est traitée de façon indépendante de l'absorption de l'eau. L'approche qui semble la plus adaptée est celle de Michaelis-Menten, par sa simplicité. Elle peut être exprimée par :

$$A_2 = F_{m,i} \frac{d(x,y,z,t) \cdot K(\theta)}{\int d(x,y,z,t) \cdot K(\theta) dz} \cdot \frac{c_i(x,y,z,t)}{K_m + \sum c_i(x,y,z,t)} \quad \text{Eq. I-43}$$

avec :

$F_{m,i}$: flux potentiel d'absorption du nutriment i

$d(x,y,z,t)$: densité racinaire

$K(\theta)$: conductivité hydraulique

K_m : constante de Michaelis

$c_i(x,y,z,t)$: concentration en nutriment i (i =nitrate).

Le rapport $\frac{d(x,y,z,t) \cdot K(\theta)}{\int d(x,y,z,t) \cdot K(\theta) dz}$ permet le calcul de l'absorption en chaque point

comme proportion du produit de la densité racinaire par la conductivité sur tout le profil.

Le rapport $\frac{c_i(x,y,z,t)}{K_m + \sum c_i(x,y,z,t)}$ permet la pondération de l'absorption en un point par le rapport de la concentration ponctuelle à la concentration totale du profil affectée d'un facteur de cinétique.

A1 et A2 rendent bien compte des deux processus d'alimentation du végétal que sont l'absorption passive (I.42) par la phase liquide de la solution du sol, dite flux de convection, complétée par l'absorption active (I.43), dite flux de diffusion (Callot et al., 1982).

Cette formulation nécessite la détermination de la demande potentielle en nutriment, l'azote dans notre cas, pour les espèces végétales présentes.

1.2.6. Le transfert d'azote dans le sol

Les processus mis en jeu sont principalement (e.g. Kugler, 1988) :

- le transfert de masse, déplacement gravitaire de la solution du sol lors des drainages en particuliers ;
- la diffusion moléculaire (elle tend à homogénéiser les concentrations initialement différentes de deux fluides mis en contact) ;
- la dispersion mécanique (due à l'hétérogénéité des vitesses observées lorsqu'un fluide se déplace dans un milieu poreux).

Ceci se traduit par des processus physiques de convection et de dispersion hydrodynamique.

Selon l'hypothèse que l'on se fixe, on peut considérer le cas où :

- toute l'eau contenue dans le milieu poreux est mobile ($\theta_{im}=0$)
- il existe une fraction d'eau mobile et une fraction d'eau immobile.

1.2.6.1. La convection

La convection représente l'entraînement des éléments en solution dans le mouvement du fluide qui se déplace. Le principe de conservation de la masse permet d'écrire :

$$-\nabla \cdot (C\vec{q}) = \frac{\partial}{\partial t}(C\theta) \quad \text{Eq. I-44}$$

avec C : concentration [ML⁻³]

\vec{q} : vitesse de Darcy [LT⁻¹]

θ : teneur volumique en eau du sol [].

1.2.6.2. La dispersion

La dispersion hydrodynamique est un autre phénomène par lequel une substance peut migrer dans le sol. En se déplaçant, l'espèce chimique se dilue (effet de mélange) et s'étale pour occuper un volume plus grand avec une concentration corrélativement décroissante (effet de dilution). Cette propagation est provoquée,

d'une part, par le déplacement des molécules sous l'effet de la diffusion moléculaire et, d'autre part, par la dispersion cinématique.

La dispersion hydrodynamique comprend la diffusion moléculaire et la dispersion cinématique (figure I-9).

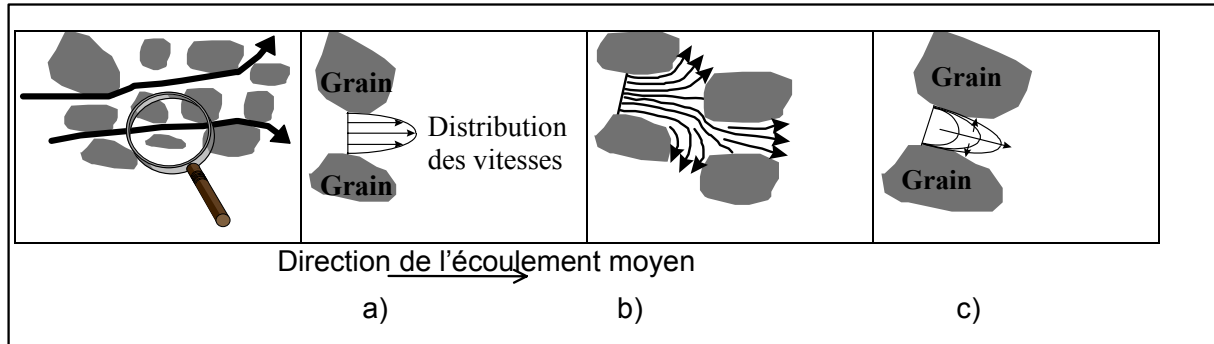


Figure I-9 : la dispersion hydrodynamique (Bear et Verruijt, 1987) a) et b) Dispersion cinématique ; c) Diffusion moléculaire

La diffusion moléculaire est régie par la loi de Fick, qui s'écrit pour un fluide au repos, sous la forme suivante :

$$\frac{\partial}{\partial t}(C\theta) = \nabla \cdot (\theta \cdot d_0 \cdot \bar{\nabla}(C)) \quad \text{Eq. I-45}$$

avec d_0 : coefficient de diffusion moléculaire [L^2T^{-1}]

C : concentration dans la fraction mobile [ML^{-3}]

La dispersion cinématique : La formule mathématique proposée par exemple par (Bear, 1972) consiste à adopter une loi de transfert par dispersion représentant ces phénomènes de mélange analogue à la loi de Fick (basée sur les flux) :

$$j_D = -\bar{\bar{D}} \cdot \theta \cdot \bar{\nabla}(C) \quad \text{Eq. I-46}$$

avec j_D : flux dispersif [$MT^{-1}L^{-2}$]

C : concentration dans la fraction mobile [ML^{-3}]

$\bar{\bar{D}}$: tenseur de dispersion [L^2T^{-1}] dont les propriétés sont les suivantes :

- il est symétrique et du 2^{ème} ordre
- ses directions principales sont :

↗ la direction du vecteur vitesse d'écoulement

↘ deux autres directions perpendiculaires à la première et entre elles

Le coefficient de dispersion D , combinaison de la diffusion et de la dispersion hydrodynamique s'écrit :

$$D = \tau^{-1}D_0 + D_v \left| \frac{q}{\theta} \right| \quad \text{Eq. I-47,}$$

avec D_0 le coefficient de diffusion pour les nitrates dans l'eau ($=2.14 \text{ cm}^2/\text{j}$) (Kersebaum, 1995) son influence ne devient importante que dans le cas

d'écoulements lents), $\tau = \frac{\theta^{7/3}}{\theta_{sat}^2}$ la tortuosité et D_v le facteur de dispersion, D_v dépend des dispersivités longitudinale et transversale.

Le transfert de nitrate est généralement modélisé par l'équation de convection-dispersion. Cette équation résulte de la combinaison de l'équation de conservation de la masse et d'une loi de flux.

1.2.6.3. Equation de convection-dispersion

En faisant l'hypothèse simplificatrice que la concentration C dans la fraction mobile se met instantanément en équilibre avec la concentration C' dans la fraction immobile, le transport isotherme d'une espèce chimique est modélisé par l'équation de convection-dispersion dans sa forme usuelle :

$$\nabla \cdot [\bar{D} \cdot \theta \cdot \bar{\nabla}(C) - C \cdot \bar{q}] + \sum_i \eta_i + A_{c,i}(x, y, z, t) = \frac{\partial}{\partial t}(C\theta) \quad \text{Eq. I-48}$$

en faisant intervenir comme pour l'équation des écoulements d'eau, des termes complémentaires. Il s'agit d'un terme de consommation (production/disparition) de l'espèce chimique présente (i) liée aux activités géochimiques et microbiologiques ($+\sum_i \eta_i$) et d'un terme puits/source lié aux apports ou prélèvements racinaires ($+A_{c,i}(x, y, z, t)$, explicité à l'équation (I.42)).

En substituant (I.12) sous la forme

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\nabla \cdot \bar{q} - Sp \quad \text{Eq. I-49}$$

dans (I.48), nous obtenons :

$$\nabla \cdot [\bar{D} \cdot \theta \cdot \bar{\nabla}(C) - C \cdot \bar{q}] + C \cdot \bar{\nabla} \cdot \bar{q} + \sum_i \eta_i + A_{c,i}(x, y, z, t) + C \cdot Sp = \theta \cdot \frac{\partial C}{\partial t} \quad \text{Eq. I-50}$$

Le terme $C \cdot Sp$ correspond au terme de l'équation (I.42).

La résolution de l'équation (I.50) nécessite la connaissance préalable de la vitesse de Darcy q et de la dispersion hydrodynamique D . La vitesse de Darcy est connue par la résolution préalable de l'équation de Richards (I.12).

1.3. Le modèle SWMS (Simunek et al., 1995)

A la suite de la description des processus physiques mis en jeu dans le transfert de masse, la modélisation mécaniste apparaît comme un moyen efficace de les synthétiser et de les rassembler. Ainsi pour répondre à un des objectifs initiaux (reproduire et suivre l'évolution du continuum-sol-plante-atmosphère), la modélisation mécaniste permet d'accéder aux variables d'état (humidité, potentiel matriciel, concentration) et aux variables du transfert de masse (drainage naturel, lessivage, absorption hydrique et azotée) à pas de temps fin prédéfini. La communauté scientifique dispose d'une pléthore de modèles et d'approche. Les échelles d'investigation vont de l'échelle microscopique (la taille du pore), à l'échelle

macroscopique (colonne de laboratoire), à l'échelle mégascopique (terrain). La difficulté réside dans le choix d'un modèle adaptable aux conditions particulières du système étudié.

1.3.1. Motivations du choix du modèle

1.3.1.1. Les objectifs de la modélisation

Malgré tous les efforts de description et de compréhension des phénomènes et systèmes étudiés, la démarche de modélisation est forcément simplificatrice et réductrice de la complexité naturelle. Des choix s'imposent, lors du développement, au modélisateur, pour tendre vers une représentation la moins inexacte possible mais qui reste une image schématique. Ces choix reposent sur trois points (Perrin, 2000) :

- définition du système observé, avec discrétisation spatiale et temporelle, dans notre cas, la parcelle et la journée ;
- définition des objectifs de modélisation, nous recherchons à concevoir un modèle de simulation de transfert de masse (eau et azote) pour d'une part reproduire des phénomènes, puis prévoir l'évolution du système sur sol viticole de piémont (pente) avec présence d'une association vigne/sol nu et vigne/herbe
- les formulations de la réalité généralement basées, comme nous venons de le voir, sur une mise en équation la moins mauvaise des principaux processus mis en jeu sur les systèmes observés.

1.3.1.2. Pléthore de modèles

Les modèles couplés d'écoulement et de transport peuvent être différenciés selon les choix énoncés ci-dessus. Citons les principaux dans une liste non exhaustive (Kauark Leite, 1990) :

- modèles empiriques, conceptuels ou mécanistes, plus ou moins basés sur des fondements physiques ;
- modèles déterministes ou stochastiques, selon la nature des variables ;
- modèles globaux, semi-distribués ou distribués, selon la discrétisation du système ;
- modèles cinématiques ou dynamiques, selon que le système est seulement décrit ou expliqué.

Après examen de nos objectifs : étudier la faisabilité (reproduire) et l'impact (prédire) de l'enherbement d'une parcelle (distribuée) de vigne de piémont (tridimensionnel) sur le transfert des nitrates (transport de masse), le choix se porte sur un modèle tridimensionnel de simulation mécaniste déterministe, distribué et adaptable facilement. Parce qu'il essaie de formaliser le maximum de processus, ce genre de modèle constitue un excellent outil de recherche (Vauclin, 1994), toutes les prescriptions devant être considérées (détermination des paramètres, vérifications, validation avec des données observées, (Kauark Leite, 1990)).

Parmi la multitude des modèles existants, SWMS_3D de l'U.S. Salinity Laboratory, California (Simunek *et al.*, 1995), correspond aux critères sélectionnés. Il simule un milieu poreux variablement saturé, à géométrie quelconque. Il donne accès aux

variables de drainage naturel et au lessivage. De plus il intègre les termes puits/source d'absorption hydrique et azotée, quoique n'ayant pas de module agronomique pour les quantifier au préalable.

1.3.2. Prise en compte de la pente dans les modèles

La bibliographie ne fait pas beaucoup état de la prise en compte de la pente dans les simulations. Wallach et Zaslavsky (1991) et Rehett Jackson (1992) ont traduit l'influence de la pente donc de l'introduction d'un angle par rapport à la verticale, sur un profil de sol en couches homogènes par une anisotropie du milieu poreux, pouvant générer des épisodes ruisselant plus fréquents. Cependant ces travaux ont porté sur des sols filtrant à dominantes sableuses, de forte pente (23°), avec présence de nappe profonde, en régime transitoire (une échelle de temps horaire) et enfin pendant ou à la suite d'épisodes pluvieux pour mettre en évidence des phénomènes d'écoulements latéraux et de subsurface.

Dans un contexte semblable au nôtre, zone de piémont sans nappe profonde, le modèle tridimensionnel HILLFLOW (Bronstert et Plate, 1997) intègre la pente dans son module dynamique de l'eau dans la matrice du sol, sans apporter de modification aux équations d'écoulement. Ce modèle a été conçu pour simuler les processus hydrologiques d'interception de la pluie, d'évapotranspiration, d'écoulement hydrique dans le sol ainsi que les flux non Darcien d'écoulement de subsurface dans les zones en pente.

Dans toutes les études, une attention particulière a été portée sur la définition du maillage pour la résolution numérique afin d'approcher au mieux la géométrie du domaine modélisé.

1.3.3. SWMS_3D

SWMS_3D est un modèle de simulation tridimensionnel utilisant la méthode des éléments finis classiques. Il prolonge la version bidimensionnelle SWMS_2D (Simunek *et al.*, 1994) devenue HYDRUS_2D (Simunek *et al.*, 1996) dont il reprend les principes généraux et que nous rappelons ici.

La bibliographie sur l'évaluation du modèle en version 2D ou 3D est assez restreinte. Ritsema *et al.* (1996), Ritsema *et al.* (1996) et Stolte *et al.* (1996) ont modélisé avec SWMS_2D la génération du ruissellement sur sol en pente lors de pluies d'intensité variable à l'échelle temporelle de la minute.

De nombreux auteurs ont utilisé le modèle à des fins de comparaison soit pour confronter deux approches modélisatrices différentes, éléments finis classiques et éléments finis mixtes hybrides (Diaw *et al.*, 1995; Diaw, 1996); éléments finis classiques et logique floue (Dou *et al.*, 1999), soit avec des conditions aux limites différentes (Gribb et Sewell, 1998).

Des travaux sont en cours pour l'évaluation de la version 3D, à l'université polytechnique de Lausanne et à l'INRA de Montpellier.

1.3.4. Résolution numérique de l'équation d'écoulement

L'équation de Richards est résolue sous sa forme mixte (Eq. 1.15 : les variables sont la teneur en eau et la pression) présentée par Celia *et al.* (1990). Cette forme permet

d'avoir un bilan de masse correct en comparaison de la formulation classique ayant les seules pressions pour variables (Diaw *et al.*, 1995).

La méthode de Galerkin avec ses fonctions de base linéaires est utilisée pour la résolution numérique de l'équation de l'écoulement en milieu poreux non saturé soumise à des conditions initiales et aux limites imposées. Cette méthode a été décrite en détails par plusieurs auteurs (Neuman, 1975 ; Pinder et Gray, 1977 ; Kinzelbach, 1986). Nous exposons une présentation succincte en insistant sur les étapes importantes.

Les hypothèses simplificatrices, bien que le modèle puisse les prendre en compte, sont :

- pas d'anisotropie (à voir avec effet pente)
- pas d'effet d'échelle dans les propriétés hydro-dynamiques
- équilibre entre les phases pour le transport de soluté

1.3.4.1. Concepts de bases de la méthode des éléments finis

1.3.4.1.1 Discrétisation de l'espace de résolution

La méthode de résolution consiste à faire une approximation de la charge hydraulique H par \hat{H} sur l'ensemble du domaine. Le domaine de résolution est alors divisé en tétraèdres appelés éléments. Les sommets de ces tétraèdres sont appelés nœuds du domaine. L'approximation de la charge hydraulique est donnée par la relation suivante :

$$\hat{H}(x, y, z, t) = \sum_{n=1}^N \sum_{e=1}^M \phi_n^e(x, y, z) \cdot H_n(t) \quad \text{Eq. I-51}$$

avec

N : nombre total de nœuds du domaine

M : nombre total d'éléments du domaine

Les ϕ_n sont des fonctions de base linéaires associées aux nœuds de l'élément e qui satisfont à la condition suivante : $\phi_n(x_m, y_m, z_m) = \delta_{nm}$. Les H_n sont les inconnues représentant la solution de l'équation aux nœuds du domaine et N représente le nombre total de nœuds du domaine.

Cette expression peut être réécrite sous la forme :

$$\hat{H}(x, y, z, t) = \sum_{n=1}^N \omega_n(x, y, z) \cdot H_n(t) \quad \text{Eq. I-52}$$

avec $\omega_n(x, y, z) = \sum_{e=1}^M \phi_n^e(x, y, z)$

La méthode de Galerkin postule que l'opérateur différentiel associé à l'équation de Richards est orthogonal à chacune des N fonctions de base aux nœuds du domaine, ce qui se traduit par la relation suivante :

$$\int_{\Omega} \left\{ \frac{\partial \theta}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial x} \left[K_{x_i}(h) \cdot \frac{\partial H}{\partial x_i} \right] + Sp \right\} \omega_n d\Omega = 0 \quad \text{Eq. I-53}$$

En utilisant une intégration par partie et le théorème de Green puis en remplaçant H par \hat{H} , on obtient :

$$\sum_{e=1}^M \int_{\Omega_e} \left(\frac{\partial \theta}{\partial t} \cdot \phi_n + K_{x_i}(h) \cdot \frac{\partial \hat{H}}{\partial x_i} \cdot \left(\frac{\partial \phi_n}{\partial x_i} \right) \right) d\Omega = \sum_{e=1}^M \int_{\Gamma_e} (K_{x_i}(h) \cdot \frac{\partial \hat{H}}{\partial x_i}) \cdot n_i \cdot \phi_n d\Gamma + \sum_{e=1}^M \int_{\Omega_e} -Sp \phi_n d\Omega \quad \text{Eq. I-54}$$

où Ω_e représente le domaine occupé par l'élément e, et Γ_e est la surface frontière coïncidant avec l'élément e, l'intégration de l'équation précédente donne un système d'équations différentielles du premier-ordre dépendant du temps avec des coefficients non linéaires.

Ces équations sont données sous forme matricielle à travers la relation :

$$[F] \frac{d\{\theta\}}{dt} + [A]\{H\} = \{Q\} - \{B\} - \{D\} \quad \text{Eq. I-55}$$

Les expressions explicites des différents termes issus des calculs des intégrales s'écrivent dans le cas d'un milieu isotrope :

$$F_{nm} = \delta_{nm} \sum_e \int_{\Omega_e} \phi_n d\Omega = \delta_{nm} \sum_e \frac{V_e}{4} \quad \text{Eq. I-56}$$

$$A_{nm} = \sum_{e=1}^M \bar{K}_e \int_{\Omega_e} \phi_l \frac{\partial \phi_n}{\partial x_i} \frac{\partial \phi_n}{\partial x_i} d\Omega = \sum_{e=1}^M \frac{\bar{K}}{36 \cdot V_e} [b_m b_n + c_m c_n + d_m d_n] \quad \text{Eq. I-57}$$

$$Q_n = - \sum_e \sigma_l \int_{\Gamma_e} \phi_n \phi_l d\Gamma = - \sum_e \sigma_n L_n \quad \text{Eq. I-58}$$

Q_n est un terme non nul pour tout nœud n situé sur la frontière Γ du domaine, uniquement valable pour des conditions aux limites de type flux.

$$B_n = \sum_e K_{x_i} \int_{\Omega_e} \phi_l \frac{\partial \phi_n}{\partial x_i} d\Omega = \sum_e \frac{\bar{K}}{6} (b_n + c_n + d_n) \quad \text{Eq. I-59}$$

$$D_n = \sum_e Sp_l \int_{\Omega_e} \phi_n \phi_l d\Omega = \sum_e \frac{V_e}{20} (4\bar{Sp} + Sp_n) \quad \text{Eq. I-60}$$

avec b,c,d : coefficients fonctions des coordonnées de l'élément e

V_e : volume de l'élément e

$\bar{K}_e = \frac{K_1 + K_2 + K_3 + K_4}{4}$: conductivité hydraulique moyenne sur les nœuds de l'élément e

$\bar{Sp} = \frac{Sp_1 + Sp_2 + Sp_3 + Sp_4}{4}$: terme puits/source moyenné sur les nœuds de l'élément e

L_n : longueur du segment limite connecté au nœud n

σ_n : flux sur la limite aux alentours du nœud n.

Les variables surmontées d'une barre représentent des valeurs moyennes sur l'élément e considéré.

1.3.4.1.2 Discrétisation temporelle

L'intégration de l'équation matricielle est possible grâce à une distribution du temps par intervalle ou pas de temps en adoptant un schéma de différences finies. Un schéma implicite est utilisé, ce qui revient à écrire :

$$[F] \frac{\{\theta\}_{j+1} - \{\theta\}_j}{\Delta t_j} + [A]_{j+1} \{H\}_{j+1} = \{Q\}_j - \{B\}_{j+1} - \{D\}_j \quad \text{Eq. I-61}$$

où, j+1 le pas de temps en cours, j représente le pas de temps précédent et $\Delta t_j = t_{j+1} - t_j$ est la durée de l'intervalle de temps. Les vecteurs Q et D sont évalués au pas de temps j précédent. Le schéma de discrétisation n'est plus alors complètement implicite, mais améliore la vitesse de convergence des calculs (Simunek *et al.*, 1995).

Cette équation matricielle ainsi obtenue, représente l'équation algébrique à résoudre. La solution de ce système permet donc de déterminer la charge hydraulique sur tout le domaine et à tout instant. Il faut noter que les coefficients θ , A, B et D dépendent de la variable H de pression et que ces équations sont fortement non-linéaires.

1.3.4.2. Résolution

Le système d'équations à résoudre est non-linéaire. La première étape consiste à linéariser celles-ci. Pour ce faire, un processus itératif doit être mis en place pour obtenir un système d'équations algébriques linéaires issu de l'équation matricielle, à chaque nouveau pas de temps. Une fois linéarisé, le nouveau système est résolu soit en utilisant la méthode d'élimination de Gauss, soit la méthode du gradient conjugué. La version actuelle 1.0 de SWMS_3D utilise ces deux méthodes (directe et itérative) de résolution du système d'équations algébriques linéaires

$$[A(H)]\{H\} = \{F\} \quad \text{Eq. I-62}$$

1.3.4.2.1 La méthode de linéarisation des équations : Méthode de Picard.

SWMS_3D utilise la méthode de Picard modifiée proposée par Célia *et al.* (1990). Cette méthode a prouvé qu'elle fournissait un bilan de masse correct. La méthode de conservation de la masse permet d'exprimer le terme de teneur en eau en deux parties :

$$[F] \frac{\{\theta\}_{j+1} - \{\theta\}_j}{\Delta t_j} = [F] \frac{\{\theta\}_{j+1}^{k+1} - \{\theta\}_{j+1}^k}{\Delta t_j} + [F] \frac{\{\theta\}_{j+1}^k - \{\theta\}_j}{\Delta t_j} \quad \text{Eq. I-63}$$

k et k+1 représentent respectivement l'itération en cours et l'itération précédente ; j+1 et j représentent respectivement le pas de temps en cours et le pas de temps précédent. Le second terme à droite de l'équation est connu pour l'itération en cours. En revanche, le premier terme peut être exprimé en pression et l'équation devient alors :

$$[F] \frac{\{\theta\}_{j+1} - \{\theta\}_j}{\Delta t_j} = [F][C]_{j+1} \frac{\{h\}_{j+1}^{k+1} - \{h\}_{j+1}^k}{\Delta t_j} + [F] \frac{\{\theta\}_{j+1}^k - \{\theta\}_j}{\Delta t_j} \quad \text{Eq. I-64}$$

où [C] est la matrice diagonale des capacités de rétention hydrique.

Associée avec l'équation matricielle de départ, on obtient alors une équation algébrique linéaire de la forme :

$$[A(H^{k-1})]\{H\}^k = \{F\} \quad \text{Eq. I-65}$$

qui est plus facile à résoudre (k représente le numéro de l'itération).

$[A(H^{k-1})]$ représente la matrice des coefficients construite à partir de la solution précédente. Cette matrice est symétrique dans le cas de l'écoulement de l'eau. Si le terme F dépend de la variable H, il sera évalué en utilisant la valeur $\{H\}^{k-1}$.

Pour résoudre ce type de système d'équations, la version 1.0 de SWMS_3D utilise deux méthodes (directe ou itérative). Selon la taille de la matrice [A], soit la méthode directe d'élimination de Gauss, soit la méthode des gradients préconditionnés conjugués, est employée. La méthode directe est utilisée pour les cas où la matrice [A] n'excède pas 20 colonnes, ou si le nombre total de nœuds est inférieur à 500. La méthode itérative ORTHOFEM du modèle est issue des travaux de Mendoza *et al.* (1991).

1.3.4.2.2 ORTHOFEM

La méthode des gradients préconditionnés conjugués se déroule en deux étapes :

1. préconditionnement initial ;
2. solution itérative avec accélération du gradient conjugué.

Le préconditionnement d'une sous-matrice incomplète inférieure ou supérieure (ILU : incomplete lower-upper) est lancé dans ORTHOFEM, quand la matrice [A] est factorisée en sous-matrices triangulaires inférieures ou supérieures en utilisant la méthode partielle d'élimination de Gauss. La matrice préconditionnée est inversée en utilisant les solutions précédentes pour donner une meilleure approximation de la solution. La technique d'accélération par les principes d'orthogonalisation et minimisation permet de réactualiser les nouvelles estimations de la solution.

Cette technique garantit que la direction de la recherche de la nouvelle solution est orthogonale à la solution approchée précédente et que la norme du résidu est minimisée.

Pour évaluer la qualité et la convergence de la solution, une matrice résiduelle $\{R\}$ est définie par :

$$\{R\} = \{F\} - [A(H^{k-1})]\{H\}^k \quad \text{Eq. I-66}$$

si le résidu est suffisamment proche de zéro, on considère $\{H\}^k$ comme la solution. Sinon, on construit une nouvelle matrice des coefficients $[A(H^k)]$ en utilisant la valeur $\{H\}^k$ et on obtient un nouveau système :

$$[A(H^k)]\{H\}^{k+1} = \{F\} \quad \text{Eq. I-67}$$

Ce processus est répété jusqu'à ce que l'on ait une valeur maximale du résidu inférieure ou égale à une certaine valeur appelée tolérance fixée a priori.

Cette procédure commence par une solution initiale $\{H\}^0$.

1.3.4.3. Contrôle du pas de temps de simulation

Trois pas de temps différents sont introduits dans le modèle :

1. une discrétisation temporelle associée à la résolution numérique
2. une discrétisation temporelle associée à la définition des conditions aux limites
3. une discrétisation temporelle associée aux sorties des résultats des simulations.

Les discrétisations 2 et 3 sont indépendantes. La première en revanche a son importance pour la vitesse de convergence numérique.

Elle suit les règles suivantes :

- i. la durée du pas de temps ne peut pas être inférieure à une valeur minimale Δt_{\min} , ni supérieure à une valeur maximale Δt_{\max} imposées au préalable ($\Delta t_{\min} \leq \Delta t \leq \Delta t_{\max}$) ;
- ii. si, durant un pas de temps donné, le nombre d'itérations pour atteindre une convergence est inférieur à 3, la durée pour le pas de temps suivant est ajustée en multipliant Δt par un coefficient multiplicateur constant supérieur à 1 (généralement entre 1.1 et 1.5). Si, en revanche, le nombre d'itérations est supérieur à 7, Δt pour le pas de temps suivant est multiplié par une constante inférieure à 1 (généralement compris entre 0.3 et 0.9) ;
- iii. si durant un pas de temps particulier, le nombre d'itérations atteint une valeur supérieure à une valeur maximale déterminée au préalable (entre 10 et 50 itérations), la valeur du pas de temps est divisée par 3 et le processus itératif est recommencé.

Le pas de temps est aussi influencé par les critères introduits au paragraphe 1.3.5.5 dans le schéma de résolution du transport de soluté.

1.3.4.4. Bilan de masse

Les informations nécessaires aux calculs du bilan de masse dans les groupes d'éléments présélectionnés, sont données par le calcul du volume réel d'eau, V_a , et la détermination du taux, τ , d'entrée-sortie, sur le domaine.

$$V_a = \sum_e V_e \frac{\theta_i + \theta_j + \theta_k + \theta_l}{4} \quad \text{et} \quad \tau = \frac{V_{a \text{ new}} - V_{a \text{ old}}}{\Delta t}, \quad \text{où, } \theta_i, \theta_j, \theta_k, \theta_l \text{ sont les teneurs en}$$

eau des nœuds de l'élément e, et où $V_{a \text{ new}}$ et $V_{a \text{ old}}$ sont les volumes d'eau sur le domaine aux pas de temps t et t-1.

L'erreur absolue pour le bilan de masse est calculée par :

$$\varepsilon_a^w = V_t - V_{t=0} + S_{\text{section}} \int_{t=0}^t TR_{\text{réel}} dt - \int_{t=0}^t \sum_{n_r} Q_n dt \quad \text{Eq. I-68}$$

avec V_t et V_0 les volumes d'eau sur le domaine aux temps t et 0 . Les entrées sorties sont calculées à partir des prélèvements racinaires et des transferts de flux aux nœuds selon les conditions aux limites.

La précision de la solution numérique est alors évaluée en terme d'erreur relative, ε_r^w [%] :

$$\varepsilon_r^w = \frac{|\varepsilon_a^w|}{\max \left(\sum_e |V_t^e - V_0^e|, S_{\text{section}} \int_{t=0}^t TR_{\text{réel}} dt + \int_{t=0}^t \sum_{n_r} |Q_n| dt \right)} \cdot 100 \quad \text{Eq. I-69}$$

Le premier terme du dénominateur représente la somme des échanges absolus d'eau sur tous les éléments, alors que le second terme correspond à la somme des valeurs absolues des flux sortants et entrants sur tout le domaine.

1.3.4.5. Prélèvement racinaire

La fonction de prélèvement racinaire est définie à partir des travaux de Feddes *et al.* (1976). Elle est fonction de la succion h :

$$Sp(h) = \alpha_{\text{rac}}(h) \cdot Sp \quad \text{Eq. I-70}$$

où Sp est le prélèvement potentiel, défini dans le cas tridimensionnel, par :

$$Sp = \frac{1}{L_x L_y L_z} S_{\text{section}} \cdot TP \quad \text{Eq. I-71}$$

avec TP la transpiration potentielle, L_x et L_y la longueur et la largeur latérales de l'extension racinaire, L_z la profondeur de la zone racinaire et S_{section} la surface de sol.

Cette formulation est généralisée par l'emploi d'un coefficient $b(x,y,z)$ de distribution des prélèvements, par

$$Sp = b(x, y, z) \cdot S_{\text{section}} \cdot TP \quad \text{Eq. I-72,}$$

b peut être déterminée par l'analyse des profils racinaires.

La fonction racinaire prend alors la forme :

$$Sp(h, x, y, z) = \alpha_{\text{rac}}(h, x, y, z) \cdot b(x, y, z) \cdot S_{\text{section}} \cdot TP \quad \text{Eq. I-73}$$

Les succions caractéristiques h_1 , h_2 , h_3 et h_4 correspondent respectivement à la succion d'asphyxie, les succions optimales de prélèvement et la succion au point de flétrissement, reliées linéairement (figure I-10).

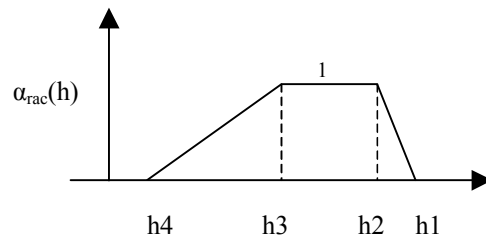


Figure I-10 : Schéma de la fonction $\alpha_{rac}(h)$ vs h (la succion)

1.3.4.6. Les conditions initiales et aux limites

La résolution de l'équation (I.16) requiert la connaissance de la distribution initiale du potentiel de pression dans le domaine :

$$h(x, y, z, t) = h_0(x, y, z, t) \text{ pour } t = 0 \quad \text{Eq. I-74}$$

avec h_0 une fonction de x , y et z connue.

Les six différentes conditions aux limites proposées par SWMS_3D se scindent en deux groupes. Les trois premières sont fixées indépendamment du système :

- Condition de Dirichlet : la pression est imposée,
- Condition de Neumann : le flux est imposé,
- Condition de Cauchy : le flux est une fonction dépendant d'une variable.

En sus de ces trois conditions aux limites indépendantes du temps, le modèle considère trois autres types de conditions aux limites dépendantes du temps qui ne peuvent a priori pas être définies : i) les échanges sol-atmosphère par infiltration ou évaporation, ii) l'exfiltration à partir des zones saturées du domaine, iii) le drainage de zones saturées du domaine par tuyau de drainage.

La condition à la limite de type climatique est la seule condition variable prise en compte dans la suite du travail. L'intensité du flux d'eau à travers ces interfaces est exclusivement contrôlée par les conditions extérieures. Cependant le flux réel dépend aussi des conditions dominantes d'humidité du sol. En l'absence de flaques d'eau (hypothèse), la solution numérique de l'équation de Richards générale est obtenue en limitant la valeur absolue du flux telle que les deux conditions suivantes soient satisfaites (Neuman *et al.*, 1974) :

$$\left| K \frac{\partial h}{\partial x_i} \right| \leq E \quad \text{Eq. I-75}$$

$$h_a \leq h \leq h_s$$

où E est soit le taux maximum d'infiltration ou d'évaporation sous les conditions atmosphériques du jour de simulation, h est la succion du sol à la surface du sol, h_a et h_s sont respectivement le minimum et le maximum des succions permises pour des conditions particulières. Notons qu'en général, h_a est défini comme le potentiel de l'eau à la surface du sol lorsque l'eau du sol est à l'équilibre avec la pression de l'air, et h_s est pris égal à 0. SWMS_3D suppose que tout excès d'eau à la surface du sol est immédiatement ruisselé (ruissellement de saturation). Ainsi les deux types

principaux de ruissellement (hortonien et de saturation) peuvent être décrits par cette condition.

1.3.4.7. Le maillage

Le maillage tridimensionnel en éléments finis est construit en divisant le domaine d'écoulement maillé à la base par un programme générateur de maillage simple soit en tétraèdres, soit en hexaèdres ou soit en prismes. Le code SWMS_3D divise alors automatiquement les hexaèdres et les prismes en sous-éléments tétraédriques.

1.3.5. Résolution numérique de l'équation de transport

La méthode de résolution est similaire à la méthode de résolution de l'équation d'écoulement.

Les hypothèses simplificatrices pour le cas des nitrates sont :

- mise en solution et équilibre instantanés du soluté
- transport de type non réactif donc le facteur de retard (R) est nul

1.3.5.1. Concepts de base de la méthode des éléments finis

1.3.5.1.1 Discrétisation de l'espace de résolution

La variable concentration $C(x,y,z,t)$ est approchée par la série $\hat{C}(x,y,z,t)$, en considérant les mêmes fonctions de base linéaires et le même domaine qu'au paragraphe 1.3.4.1.1. soit l'approximation suivante :

$$\hat{C}(x,y,z,t) = \sum_{n=1}^N \sum_{e=1}^M \phi_n^e(x,y,z) \cdot C_n(t) \quad \text{Eq. I-76}$$

Les C_n sont les inconnues représentant la solution de l'équation aux nœuds du domaine.

En appliquant de même la méthode de Galerkin à l'équation de convection-dispersion (I.50) :

$$\int_{\Omega} \left[-\theta \frac{\partial C}{\partial t} - q_{x_i} \frac{\partial C}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\theta \cdot D_{x_i} \cdot \frac{\partial C}{\partial x_i} \right] + \sum_i \eta_i + A_{c,i}(x,y,z,t) \right] \phi_n d\Omega = 0 \quad \text{Eq. I-77}$$

En utilisant une intégration par partie et le théorème de Green puis en remplaçant C par \hat{C} ,

$$\begin{aligned} \sum_{e=1}^M \int_{\Omega_e} \left[-\theta \frac{\partial \hat{C}}{\partial t} - q_{x_i} \frac{\partial \hat{C}}{\partial x_i} + \sum_i \eta_i + A_{c,i}(x,y,z,t) \right] \phi_n d\Omega = \\ - \sum_{e=1}^M \int_{\Gamma_e} \left(\theta \cdot D_{x_i} \frac{\partial \hat{C}}{\partial x_i} \right) \cdot n_i \cdot \phi_n d\Gamma + \sum_{e=1}^M \int_{\Omega_n} \theta \cdot \sum_{\substack{i=x,y,z \\ j=x,y,z}} D_i \cdot \frac{\partial \hat{C}}{\partial i} \cdot \frac{\partial \phi_n}{\partial j} d\Omega \end{aligned} \quad \text{Eq. I-78}$$

où Ω_e et Γ_e représentent toujours respectivement le domaine occupé par l'élément e , et la surface frontière coïncidant avec l'élément e . Par intégration, un système

d'équations différentielles du premier-ordre dépendant du temps avec des coefficients non linéaires mise sous forme matricielle aboutit à :

$$[Q] \frac{d\{C\}}{dt} + [S]\{C\} = -\{f\} \quad \text{Eq. I-79}$$

avec

$$Q_{nm} = \sum_e \left[(-\theta)_l \int_{\Omega_e} \phi_l \phi_n \phi_m \cdot d\Omega \right] = -\sum_e \frac{V_e}{20} (4\bar{\theta} + \theta_n) \delta_{nm} \quad \text{Eq. I-80}$$

$$S_{nm} = \sum_e \left[(-q_i)_l \int_{\Omega_e} \phi_l \phi_n \frac{\partial \phi_m}{\partial x_i} d\Omega - (\theta D_{ij}) \int_{\Omega_e} \phi_l \frac{\partial \phi_n}{\partial x_i} \frac{\partial \phi_m}{\partial x_j} \cdot d\Omega + F_1 \int_{\Omega_e} \phi_n \phi_m \phi_l \cdot d\Omega \right] \quad \text{Eq. I-81}$$

avec F_1 regroupant les cinétiques d'ordre 1

$$S_{nm} = \sum_e \left\{ \begin{array}{l} -\frac{b_m}{120} (4\bar{q}_x + q_{xn}) - \frac{c_m}{120} (4\bar{q}_y + q_{yn}) - \frac{d_m}{120} (4\bar{q}_z + q_{zn}) + \frac{V_e}{120} (4\bar{F} + F_n + F_m) (1 + \delta_{nm}) \\ -\frac{1}{36V_e} \left[b_m b_n \bar{\theta} \bar{D}_{xx} + c_m c_n \bar{\theta} \bar{D}_{yy} + d_m d_n \bar{\theta} \bar{D}_{zz} \right. \\ \left. + (b_m c_n + c_m b_n) \bar{\theta} \bar{D}_{xy} + (b_m d_n + d_m b_n) \bar{\theta} \bar{D}_{xz} + (c_m d_n + d_m c_n) \bar{\theta} \bar{D}_{yz} \right] \end{array} \right\} \quad \text{Eq. I-82}$$

$$\text{et} \quad f_n = \sum_e G_l \int_{\Omega_e} \phi_l \phi_n d\Omega = \sum_e \frac{V_e}{20} (4\bar{G} + G_n) \quad \text{Eq. I-83}$$

avec G regroupant les cinétiques d'ordre zéro.

Cette mise en équation impose de prendre des hypothèses sur les différents coefficients du transport et sur le bilan de masse du soluté sur l'élément e . Les coefficients sont interpolés linéairement à l'intérieur d'un élément. La variation de la concentration du soluté pour chaque pas de temps est pondérée par rapport au domaine Ω_e selon :

$$\frac{dC_n}{dt} = \frac{\sum_e \int_{\Omega_e} \theta \frac{\partial C}{\partial t} \phi_n d\Omega}{\sum_e \int_{\Omega_e} \theta \phi_n d\Omega} \quad \text{Eq. I-84}$$

1.3.5.1.2 Discrétisation temporelle

Dans le cas de la résolution de l'équation de transport de soluté, la discrétisation temporelle est définie par les trois schémas de la méthode des différences finies selon la valeur du paramètre ε : ($\varepsilon=0$) : schéma explicite ; ($\varepsilon=0.5$) : schéma implicite de Cranck-Nicholson ; ($\varepsilon=1$) : schéma implicite.

Ce qui mène à l'équation algébrique :

$$[Q]_{j+\varepsilon} \frac{\{C\}_{j+1} - \{C\}_j}{\Delta t} + \varepsilon[S]_{j+1}\{C\}_{j+1} + (1-\varepsilon)[S]_j\{C\}_j + \varepsilon\{f\}_{j+1} + (1-\varepsilon)\{f\}_j = 0$$

Eq. I-85

dans laquelle j et j+1 correspondent aux pas de temps précédent et courant. Les coefficients de la matrice $[Q]_{j+\varepsilon}$ sont calculés aux pas de temps courant et précédent à partir des moyennes pondérées des valeurs de teneur en eau θ pour chaque nœud.

En regroupant les termes inconnus et les termes connus, nous obtenons la formulation simplifiée :

$$[G]\{C\}_{j+1} = \{g\}$$

Eq. I-86

où

$$\begin{cases} [G] = \frac{1}{\Delta t} [Q]_{j+\varepsilon} + \varepsilon[S]_{j+1} \\ \{g\} = \frac{1}{\Delta t} [Q]_{j+\varepsilon} \{C\}_j - (1-\varepsilon)[S]_j \{C\}_j - \varepsilon\{f\}_{j+1} - (1-\varepsilon)\{f\}_j \end{cases}$$

Nous remarquons que dans les termes connus apparaissent des coefficients qui dépendent du pas de temps j+1, une approximation d'ordre supérieur les considérant comme constant entre deux pas de temps est corrigée en insérant des termes dispersifs de correction.

1.3.5.2. Principes de résolution

Pour chaque pas de temps, la première étape consiste en la résolution de l'équation de Richards et à calculer les flux hydriques en chaque nœud, les valeurs des teneurs en eau et des flux au pas de temps précédent étant connus.

La stratégie de résolution dépend de la valeur du paramètre ε choisi.

Pour les schémas explicite ($\varepsilon=0$) et implicite ($\varepsilon=1$), la résolution se base sur un seul pas de temps (t_j ou t_{j+1}). Tous les autres schémas nécessitent les deux pas de temps.

Tous les schémas excepté le schéma explicite qui conduit à une matrice diagonale dont la résolution est facilitée, aboutissent à une matrice asymétrique par bloc, dont la résolution s'effectue par un solveur classique ou par la méthode Orthomin (Mendoza *et al.*, 1991) selon la taille de la matrice à résoudre.

1.3.5.3. Les conditions aux limites

— De Dirichlet, revient à imposer une concentration C_0 aux nœuds frontières prédéfinis ;

— De Neuman, consiste à imposer un flux total Q_n^T de concentration C_0 aux nœuds frontières prédéfinis, constitué d'un flux convectif Q_n^A et d'un flux dispersif Q_n^D :

$$Q_n^T = Q_n^A + Q_n^D$$

Eq. I-87

avec

$$Q_n^D = -[\varepsilon S_{nm}^{j+1} + (1-\varepsilon)S_{nm}^j]C_m^j - \varepsilon f_n^{j+1} - (1-\varepsilon)f_n^j - Q_{nm}^{j+\varepsilon} \frac{C_n^{j+1} - C_n^j}{\Delta t} \quad \text{Eq. I-88}$$

$$Q_n^A = Q_n C_n \quad \text{Eq. I-89}$$

— De Cauchy, correspond au dernier terme de l'équation (I.78) qui, intégré sur la frontière de l'élément intervient dans la résolution de l'équation (I.79), il s'agit d'un gradient de concentration. Le terme dispersif prend la valeur 0 dès lors qu'une quantité d'eau à la concentration C du nœud de sortie sort du système.

1.3.5.4. Bilan de masse

Pour chaque élément, le bilan de masse tient compte d'une part de la quantité de soluté dans l'élément calculée avec les valeurs prises aux nœuds, d'autre part en évaluant les flux de soluté gagnés ou perdus dans l'élément par les différents termes puits/source (M_r) et réactions biochimiques (ordre 0 : M^0 et ordre 1 : M^1), ainsi que les flux imposés par les conditions aux limites.

La différence entre les deux entités représente l'erreur absolue ε_a du bilan de masse du soluté.

$$\varepsilon_a = (M_{t=j} - M_{t=0}) - \left[\int_{t=0}^{t=j} \sum_{\Gamma_n} Q_n^T dt + M^0 + M^1 - M_r \right] \quad \text{Eq. I-90}$$

L'appréciation de la qualité de la solution numérique est basée sur l'analyse de l'erreur relative ε_r , par rapport à un critère prédéfini :

$$\varepsilon_r = \frac{100 \cdot |\varepsilon_a|}{\max \left(\sum_e |M_{t=j}^e - M_{t=0}^e|; |M^0| + |M^1| + |M_r| + \int_{t=0}^{t=j} \sum_{\Gamma_n} |Q_n^T| dt \right)} \quad \text{Eq. I-91}$$

1.3.5.5. La dispersion numérique

Le principal inconvénient de la résolution numérique de l'équation de transport réside dans la génération d'une dispersion numérique à caractère non-physique, ainsi que des problèmes de stabilité et de convergence. La dispersion numérique interfère dans la résolution dès lors que les phénomènes de convection dominant sur ceux de dispersion. Elle est due à un choix inapproprié des discrétisations spatiales et temporelles. Le programme SWMS_3D propose trois possibilités pour s'affranchir de ces inconvénients : la formulation de Galerkin avec ou sans introduction de dispersion artificielle (à partir d'un critère de stabilité) et la formulation basée sur la pondération du courant (upstream weighting, qui n'a pas été utilisée).

Afin d'évaluer l'importance d'un phénomène sur l'autre, les nombres de Peclet et de Courant sont généralement introduits.

$$Pe_i^e = \frac{q_i \Delta x_i}{\theta D_{ii}} \quad \text{et} \quad Cr_i^e = \frac{q_i \Delta t}{\theta \Delta x_i} \quad \text{Eq. I-92}$$

où i correspond à la coordonnée, Δx_i la longueur caractéristique de l'élément e , Δt le pas de temps.

Ils permettent respectivement de corriger la discrétisation spatiale et le pas de temps. Ils peuvent être associés et définissent alors le critère de stabilité pour l'introduction de la dispersion artificielle. Perrochet et Berod (1993) ont ainsi obtenu un critère de performance, pour critère de performance :

$$Pe \cdot Cr \leq \omega_s = 2 \quad \text{Eq. I-93}$$

A ce niveau, il est possible soit de diminuer le pas de temps du nombre de Courant qui doit cependant rester inférieur ou égal à 1, soit d'augmenter artificiellement la dispersion longitudinale.

Ces alternatives constituent les deux premières options de stabilisation. La troisième option est une option propre à SWMS_3D. Il s'agit d'une pondération par l'amont des fonctions de bases linéaires en les transformant en des bases non linéaires.

Le pas de temps final de l'itération i est déterminé par la valeur maximale calculée par les trois options.

1.3.6. Les paramètres requis

Comme tout modèle déterministe mécaniste, le nombre de paramètres à acquérir est important. La détermination des paramètres doit être la plus fine et précise possible, tout en sachant, rappelons-le, que cela constitue la principale difficulté, puisqu'il n'est pas rare d'observer des coefficients de variation supérieurs à 300% qui témoignent d'une grande variabilité spatiale des propriétés hydro-dispersives des sols et des concentrations (Vauclin, 1994).

Nous dénombrons :

- ↪ La caractérisation hydrodynamique : texture du sol, propriétés physiques, hydrodynamiques et hydrodispersives du sol (courbes $\theta(h)$, $K(\theta)$, D)
- ↪ Les conditions aux limites, fonctions ou non du temps (données atmosphériques, limites imperméables)
- ↪ Les conditions initiales en teneur en eau, en succions, en concentrations
- ↪ Les paramètres des prélèvements hydriques et azotés racinaires en fonction de la culture (densité racinaire, transpiration réelle journalière et absorption azotée réelle journalière)
- ↪ Les paramètres des transformations bio-physico-chimiques du nitrate (constantes $K1$ et $K2$, fonction de l'humidité et de la température)

1.4. Conclusion

Le continuum sol plante atmosphère n'est pas aisé à étudier. Beaucoup d'éléments du système interagissent entre eux, ce qui augmente la complexité de l'étude qui devient ainsi pluridisciplinaire.

Dans ce chapitre introductif, nous avons mis l'accent sur l'importance des bilans hydrique et azoté comme moyen pratique pour évaluer l'impact d'une action agro-environnementale, nous en voyons aussi les limites.

La modélisation à un pas de temps journalier peut palier ce genre d'inconvénient.

La résolution de l'équation de Richards fournit les variations de teneurs en eau et surtout les quantités d'eau naturellement drainée en fonction du temps, ainsi que les vitesses d'écoulement de l'eau à l'intérieur du système.

La résolution de l'équation de transport dont la connaissance préalable des champs de vitesse est indispensable, permet une quantification des volumes d'azote lessivés.

Cependant elle nécessite d'une part la formulation adéquate des processus décrits et d'autre part la détermination la plus fine possible des paramètres de transfert. Ceci fera l'objet du troisième chapitre, tout en sachant que *in fine* la variabilité spatiale des sols et de leurs propriétés hydro-dynamiques conduit à douter de la valeur prédictive d'un modèle.

Le modèle mécaniste déterministe choisi SWMS_3D semble répondre aux objectifs fixés (reproduire et prédire le transfert d'azote en sol viticole). Néanmoins quelques adaptations au niveau des transformations biochimiques (constantes de réaction dépendant de la teneur en eau et de la température), des termes puits/sources (absorptions passives et actives des deux espèces présentes simultanément), de la prise en compte de conditions aux limites dépendantes du temps doivent être apportées.

La géométrie du système et le maillage sont décrits au Chapitre V.

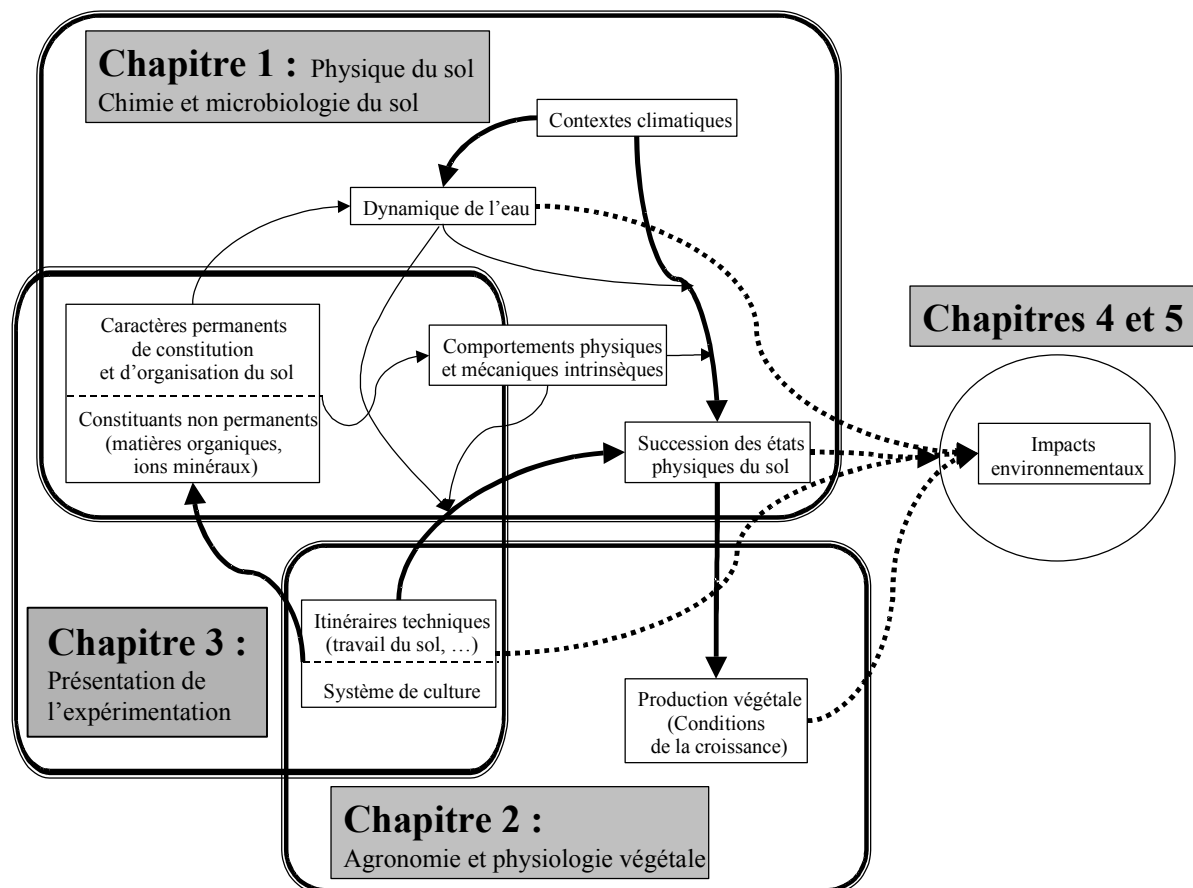


Figure I-11 : Interactions Sol-Plante-Atmosphère déterminant les comportements physiques du sol.

Le cadre scientifique avec les concepts et moyens à disposition étant présenté, il faut acquérir des observations réelles et réaliser des expérimentations concrètes de

terrain pour confronter les capacités du modèle à reproduire ces phénomènes décrits.

En nous replaçant dans le contexte des interactions du système sol-plante-atmosphère (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**), nous avons abordé les thématiques de physique du sol (équations de transports de masse), de la chimie et microbiologie du sol (transformations de l'azote), qui sont intégrées, en apportant quelques modifications, dans le modèle mécaniste choisi SWMS_3D. Il faut à présent compléter notre étude par les approches agronomiques et physiologiques végétales, thématique centrale du deuxième chapitre, qui contribuerons d'une part à quantifier les données agronomiques d'entrée nécessaires au modèle et d'autre part à valider les comportements des couverts végétaux simulés.

Chapitre II : L'association vigne/herbe : Bibliographie

Ce chapitre orienté agronomie et physiologie végétale présente en préambule quelques notions d'écologie pour aborder une association de deux végétaux en concurrence, l'une la vigne, cultivée à des fins de production avec à la clef un produit final le vin, et une deuxième : l'herbe, tolérée pour protéger le moyen de production qu'est le sol.

Mieux connaître la physiologie des espèces présentes, sans ambition agronomique, et évaluer les demandes hydrique et azotée en fonction de la croissance et de la production, sont nécessaires pour déterminer les flux sortants du système. Notre bibliographie est orientée sur des études agronomiques, généralement effectuées dans les vignobles d'Anjou (Morlat, 1981), Bordelais (Pouget, 1984), Montpelliérain (Trambouze *et al.*, 1998, Igounet, 1997), la Champenois (Ballif, 1999), et Alsacien (Sossi, 1996).

La bibliographie pour la vigne puis pour l'herbe est basée sur l'étude du cycle végétatif, des demandes hydrique et azotée. Cette approche comprend l'étude de la structure racinaire qui correspond en fait à l'interface entre le sol et la partie aérienne et productrice de la plante. La connaissance de cette répartition permet une spatialisation des fonctions de prélèvements racinaires (termes puits/source).

Enfin il est présenté les principales influences biologiques de la pratique de l'enherbement des parcelles de vigne.

Deux paragraphes sont spécifiquement consacrés aux demandes hydriques et azotées. Pour l'absorption azotée, le logiciel STICS de production végétale (Brisson *et al.*, 1998, 1999) est présenté, dans le but de le paramétrer pour la vigne, culture sur laquelle il n'a pas été appliqué auparavant.

Les principes de détermination de l'évapotranspiration des associations vigne/sol nu et vigne/herbe sont introduits en vue de leur adaptation et exploitation au chapitre IV.

II.1. Un peu d'écologie

II.1.1. *Définition de l'enherbement*

D'un point de vue écologique, enherber consiste en fait à introduire une deuxième composante (tapis herbacé) dans un système de culture traditionnellement pure (la vigne). Parmi divers types de systèmes de cultures à plusieurs composantes, le système herbe/vigne s'apparente plus aux systèmes des « cover-crop » (ou « culture de couverture ») (Moulis, 1994).

La technique de l'enherbement est une technique assez répandue dans certains vignobles européens : en Italie, en Autriche, en Allemagne, en Hongrie, en Suisse (Ryser et Spring, 1996). Elle connaît un intérêt relativement récent en France : Alsace, Anjou, Beaujolais, Champagne, vignobles méditerranéens.

La meilleure connaissance de l'efficacité de la vigne pour l'eau et l'azote et la compréhension du fonctionnement de l'écosystème « vigne-herbe » sont un des objectifs premiers de cette étude.

II.1.2. Les associations en agronomie

Les influences d'une plante de couverture dans un système de culture se situent à quatre niveaux (Miller *et al.*, 1989) :

- sur le sol par enrichissement en matière organique :
 - amélioration de la structure du sol, augmentant sa portance et limitant les phénomènes d'adhérence et de tassement,
 - ameublissement (et aération) du sol,
 - augmentation de l'infiltration de l'eau, c'est-à-dire de l'efficacité des pluies,
 - augmentation de la rugosité de la surface du sol et limitation de l'érosion hydrique (ruissellement),
 - stimulation de l'activité des microorganismes dans le sol,
 - recyclage d'une plus grande proportion de matières nutritives et augmentation de la quantité de nutriments dans le sol,
- sur la dynamique de l'eau dans le sol
 - contribution à la recharge de la réserve utile (infiltration des eaux de pluies), et modification du bilan hydrique,
 - augmentation de la disponibilité de l'eau dans le sol,
- sur le microclimat
 - interception d'une partie du rayonnement et diminution de la réflexion,
 - diminution de la température de surface et de l'air (entraînant au printemps, en climat tempéré, un retard de la floraison qui limite considérablement les risques de gelées),
 - combinaison de l'évaporation du sol nu et de la transpiration de la couverture végétale,
- sur la disponibilité des ressources minérales et organiques du sol par concurrence et/ou compétition avec la culture
 - quantitative (vigueur et rendement),
 - qualitative (qualité de la production).

Ces quatre niveaux d'influence se retrouvent dans toutes les associations culturales, dans tous les systèmes dans lesquels existent des interactions.

II.2. La biologie de la vigne

La vigne (*Vitis vinifera*, seule espèce cultivée en Europe) est une plante pérenne, dont la durée de vie en production n'excède pas trente à quarante ans. La croissance, le développement et la maturation de la vigne n'ont lieu qu'à des températures supérieures à 10°C, qui est le zéro de végétation chez cette espèce. La vigne a besoin de conditions d'ensoleillement relativement importantes pour permettre une bonne photosynthèse et l'élaboration de produits de bonne qualité. Les caractéristiques du sol et du sous-sol interviennent pour l'alimentation hydrique et minérale ainsi que pour l'enracinement. Les propriétés physiques, thermiques et chimiques sont à prendre en considération. Ces caractéristiques entrent dans le

choix du cépage, notamment quant à sa précocité, et du porte-greffe (résistance à la chlorose et à la sécheresse) (Huglin et Schneider, 1998).

II.2.1. Le cycle biologique de la vigne

Le cycle biologique de la vigne comprend trois phases (figure II-1, compléments en annexe 4) :

↪ La première phase est une phase de repos apparent au cours de laquelle se prépare la croissance. Elle débute fin novembre, avec la levée de la dormance des bourgeons latents initiés l'année même pour le cycle suivant. Elle prend fin avec l'apparition des pleurs (écoulements de sève brute par les plaies de taille). Ce phénomène marque le réveil de la plante après l'hiver et le passage à la vie active, notamment au niveau du système racinaire.

↪ La deuxième phase démarre avec le débourrement, en avril. Ensuite, les bourgeons se développent, les feuilles se mettent en place. Des inflorescences apparaissent. Elles évolueront en fruits.

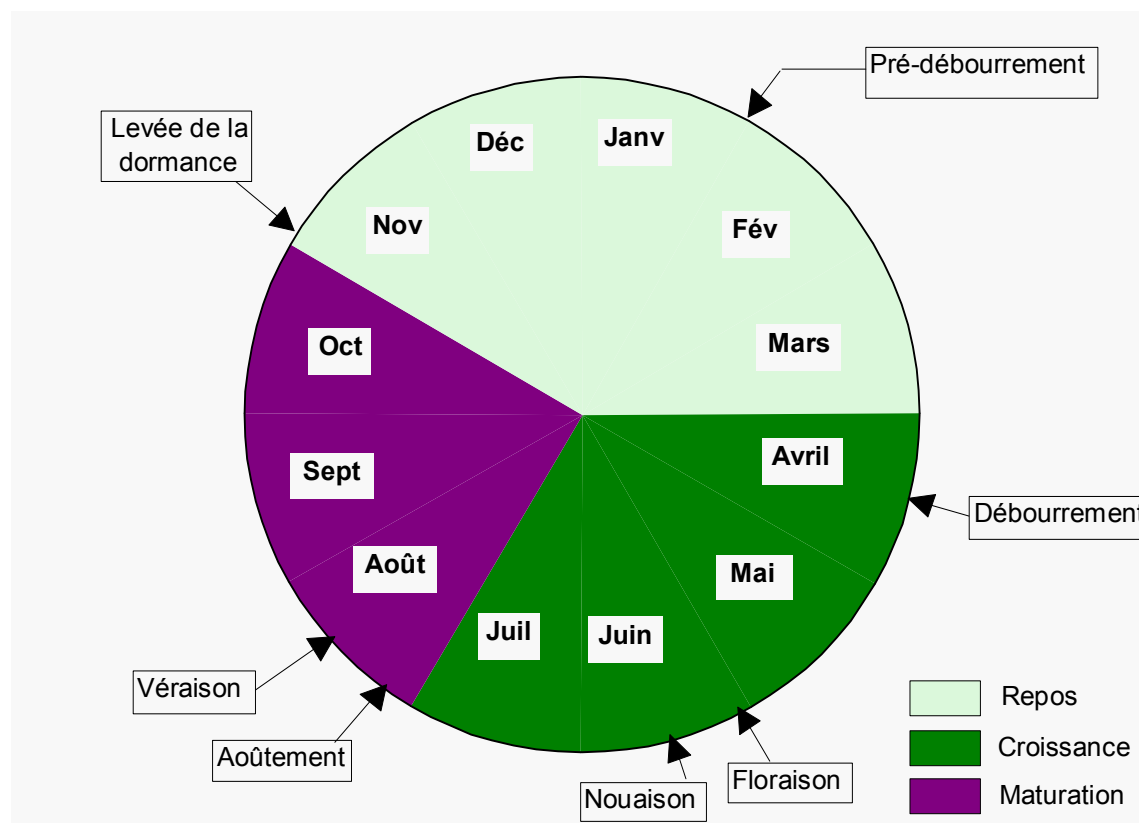


Figure II-1 : Cycle biologique de la vigne

↪ La troisième phase est celle de la maturation. Elle se distingue par l'aoûtement des sarments et la véraison des baies. L'aoûtement correspond à la lignification des rameaux et à l'arrêt plus ou moins marqué de leur croissance. La véraison marque le début de l'accumulation des sucres dans les baies. A partir de cette période, les sucres ne sont plus utilisés pour la croissance, mais sont en majorité stockés dans les baies et les parties pérennes de la plante (racines, tronc,...). L'accumulation des sucres se manifeste visuellement par l'apparition de la coloration des baies, ainsi que par des signes de tendreté. La véraison correspond

également au début de la dégradation des acides qui étaient jusqu'alors synthétisés et accumulés dans les baies.

Le viticulteur cherchera à optimiser le cycle végétatif de la vigne avec ses besoins, et adaptera l'itinéraire technique adéquat.

II.2.2. Quelques chiffres sur la production

La production de matière fraîche, tout élément confondu, s'élève en moyenne à 20 tMF/ha (tableau II-1). Une partie de cette production (feuilles, sarments, marcs) selon l'itinéraire technique, peut être restituée au sol. Champagnol (1980) estime cette quantité à 3.5 tMS/ha, également répartie entre les sarments et les feuilles.

II.2.3. Le système racinaire

L'alimentation en eau de la vigne est principalement assurée par son enracinement. La vigne est d'autant plus résistante à la sécheresse qu'elle a développé un enracinement puissant. Son système racinaire se développe aussi bien en profondeur que latéralement. La profondeur des racines évolue en fonction des contextes pédologique et hydrologique, des pratiques culturales et de la nature du porte-greffe. Elle varie entre 40 cm et 11 m observés par Ionescu *et al.*, (1978).

Les différentes structures du système racinaire (figure II-2) sont dues à des distributions très hétérogènes et un déséquilibre de répartition des racines par rapport au plan de la ligne de plantation, généralement provoqué par :

- l'apparition des racines sur des génératrices privilégiées du greffon ;
- la perturbation du trajet des racines par le marquant du cep ;
- l'orientation préférentielle du pied lors de la plantation ;
- le compactage d'une partie des parois du trou de plantation ;
- les mauvaises caractéristiques physiques du sol. (Morlat, 1981)

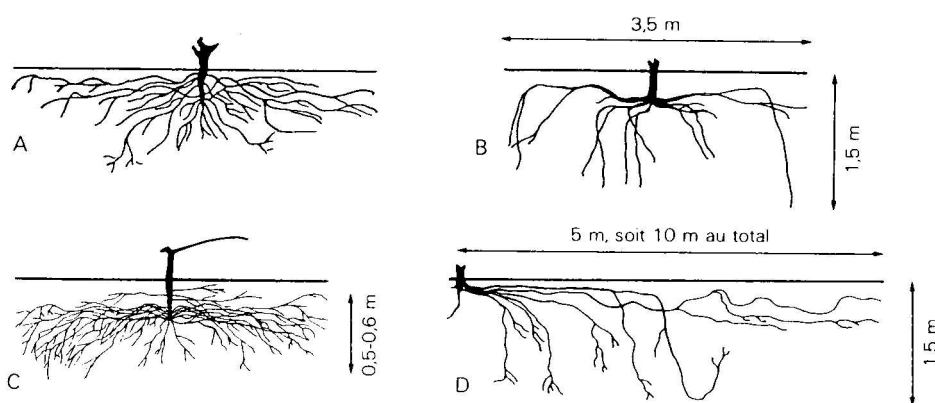


Figure II-2 : Aspects de la disposition de systèmes racinaires. A : Aramon sur rupestris du Lot de 7 ans – B. Vigne large (3.50m×1.14m) – C. Vigne de Jerez, Espagne – D. Souche de *V. vinifera* franche de pied, de 40 ans, en terrain inculte, cité dans Huglin et Schneider, (1998).

II.2.4. Extension du système racinaire.

Les racines d'une souche de vigne sont des racines adventives nées en majeure partie sur le nœud inférieur de la bouture ou greffe-bouture dont elle est issue.

Des radicelles ou racines actives (diamètre < 2 mm) se caractérisent par une longueur élevée pour une masse faible (Trambouze, 1996). Ces racines fines ont aussi la dénomination de racines d'exploitation. Elles assurent le transport des solutés, à comparer avec les racines d'exploration (Pagés *et al.*, 1997). Elles disparaissent chaque année à la période hivernale. Leur développement suit les besoins en eau, pour assurer l'alimentation hydrique optimale, en limitant les pertes énergétiques (Morlat, 1987).

Si nous considérons que les besoins en eau de la vigne croissent chaque année, du débourrement (avril) au plein développement foliaire (juillet-août) pour atteindre un maximum aux alentours de la véraison, alors le développement des radicelles est maximum fin juin (jusqu'à 90 cm), puis leur accroissement stagne à 2 cm/jour entre mi-juillet et mi-août, mais peut s'étendre jusqu'en octobre (Morlat, 1981).

Des valeurs de densité racinaire peuvent être trouvées dans la littérature. Elles s'échelonnent entre 0.001 et 0.2 cm/cm³ (Trambouze, 1996). En fait le système racinaire de la vigne est faible par rapport à celui des autres cultures.

Les auteurs s'accordent tout de même à définir une couche de sol pour laquelle l'enracinement est maximum. Huglin et Schneider (1998) la placent dans la zone la plus riche du sol c'est à dire entre 25 et 45 cm. Smart et Combe (1983) ont mis en évidence une zone de colonisation préférentielle entre 30 et 70 cm de profondeur. Il s'agit généralement des racines dites principales ou charpentières. Cependant le système racinaire peut descendre aisément jusqu'à 1 m voire 1.2 m.

Carbonneau (1984) a noté aussi l'impact d'une solution concentrée en nutriment sur la structure racinaire : plus la solution apportée au plant de vigne est concentrée en éléments nutritifs dans les horizons supérieurs, moins bonne est la colonisation racinaire sur tout le profil de sol.

Lebon (1993) a clairement établi le rôle de l'enracinement profond dans les phénomènes de régulation de l'alimentation hydrique en période de fort déficit. Cependant soulignons que l'approfondissement du profil racinaire pour prélever l'eau des horizons inférieurs présente l'inconvénient de prospecter des zones moins riches en éléments minéraux.

Il s'avère indispensable d'établir pour notre système les profils racinaires d'un échantillon même réduit de ceps de vigne enherbée et désherbée.

II.2.5. Les méthodes d'étude :

L'étude du système racinaire doit répondre aux contraintes soulevées par Morlat (1981) :

- permettre un travail rapide ;
- introduire le minimum de perturbations dans l'essai ;
- autoriser une quantification de l'enracinement.

Il existe trois méthodes de détermination des profils racinaires (Huglin et Schneider, 1998).

Dans la méthode des coordonnées, on cherche à représenter en projections horizontales et verticales le tracé des racines, ce qui donne une idée globale de la disposition du système racinaire mais ne permet aucune quantification objective.

La méthode des profils verticaux a l'avantage de ne pas détruire les souches. Elle consiste à creuser des tranchées assez profondes pour intéresser la presque totalité des racines et à déterminer leur nombre, leur position et le diamètre de leur section à l'aide d'un grillage souple à mailles carrées appliqué sur la paroi verticale. Cette technique permet de dresser la cartographie de la structure du système racinaire et suivant les orientations choisies, elle permet aussi d'étudier les asymétries de part et d'autre du rang de plantation.

Le procédé le plus précis est celui des sondages ou profils horizontaux. Il permet d'établir un profil radicaire en poids et en pourcentage de racines qui peut être affiné par classement des racines selon leur diamètre (par exemple 3 classes : > à 2 mm, 1-2 mm, < à 1 mm) et par détermination de leur répartition bidimensionnelle autour de la souche (le grillage est appliqué horizontalement sur des tranches situées à des profondeurs successives).

II.2.6. La demande hydrique : EvapoTranspiration

Pondéralement, l'eau est le principal constituant des organes en vie active de la vigne. Pour la vigne, c'est l'approvisionnement en eau qui conditionne sa vigueur, quelle que soit la teneur en matière organique du sol (Champagnol, 1980).

L'alimentation hydrique de la vigne doit être suffisante pour la croissance et le développement de la plante. Cependant, une faible alimentation hydrique est souhaitable durant la maturation, ce qui favorise l'accumulation des sucres dans les baies.

En conditions classiques de culture, Ballif (1994) a évalué, par lysimétrie, l'évapotranspiration moyenne annuelle d'un monolithe sous vigne pour la période de 1974 à 1987 à 391 mm, pour une pluviométrie moyenne de 621 mm en région champenoise. En conditions irriguées, Droogers (2000) atteint une évapotranspiration de 749 mm, ce qui correspond à une limite supérieure.

L'estimation la plus vraisemblable que nous puissions donner est celle de Huglin et Schneider (1998) : la transpiration de la vigne pendant la période végétative d'avril à septembre vaut $0.6 \times ETP^\circ$, soit une valeur de l'ordre de 300 à 400 mm par an.

Le sujet est développé au paragraphe V.1 mais retenons cet ordre de grandeur.

II.2.7. La demande azotée

II.2.7.1. La demande biologique

L'azote est un terme de limitation de la croissance. En effet, chez la vigne, comme chez les autres plantes cultivées, l'accroissement de la quantité d'éléments minéraux mis à la disposition des racines a pour conséquences une augmentation de la vigueur et par suite de la production (Pouget, 1984). La demande chez la plante est directement liée à l'offre (notion d'offre/demande) : l'absorption d'azote est contrôlée par l'offre du sol, la vigne assimile la quantité mise à disposition et s'adapte en fonction de cette quantité offerte. En général, la vigne est conduite sous flux tendu d'azote, ce qui signifie que l'azote doit être disponible en quantité limitée mais suffisante pour assurer une production. Ainsi pour assurer une quantité suffisante d'azote, les viticulteurs ont recours à la fertilisation voire à la sur-fertilisation.

Deux périodes dans le cycle de la vigne sont les principales consommatrices d'azote (figure II-3) : la floraison (juin) et la nouaison (juillet). Les autres périodes végétatives présentent une demande azotée d'entretien de la plante (Huglin et Schneider, 1998).

La consommation d'azote dépend du rendement visé de la vigne (et réciproquement). Par exemple, elle varie de 22 à 84 kg/ha pour un rendement qui varie de 7 à 25 t/ha. Le rendement moyen que le viticulteur va chercher à obtenir (par un itinéraire technique particulier, qui consiste à limiter volontairement le rendement) s'élève à 9 t/ha, ce qui correspond à environ 80 hl/ha.

Le tableau II-1 montre que les besoins de la vigne en azote sont très faibles, même pour des rendements relativement élevés. A titre de comparaison, les exportations d'azote pour une production de maïs grain de 7 à 9 tonnes par hectares s'élèvent à 160 à 210 kg.

Cépages	Matière fraîche T/ha	Rendements moyens de fruits T/ha	Exportations moyennes en azote (kg/ha)		
			Total	Dont végétation	Dont vendange
Chasselas	19.5	9.4	51	37	14
Sylvaner	18.9	10.6	47	27	20
Pinot blanc	16.0	6.9	46	33	13
Pinot noir	20.4	8.5	63	40	23
Riesling	20.4	10.3	53	38	15
Gewurztraminer	22.2	8.3	63	46	17
Moyenne	19.6	9.0	54	37 69%	17 31%

Tableau II-1 : Production, rendement, exportation en éléments nutritifs (azote), moyen et annuel pour les différents cépages d'Alsace (d'après Marocke et al., 1976, cité par Huglin et Schneider (1998)).

Une proportion plus ou moins importante en azote est restituée au sol par les feuilles, les rameaux rognés, les sarments (sarments : 12 kgN/ha/an, feuilles : 34 kgN/ha/an, tronc et racines : 2kgN/ha/an (Gaudillère et Soyer, 1999)).

Dans ce sens, Champagnol (1980) estime que la minéralisation de 2 t de MS/ha de résidus de récolte (composés par 0.4 à 1.5 t de MS/ha de sarments, 0.4 à 1.5 t de feuilles), associée à un sol dont le C/N est compris entre 8 et 10, assure une fourniture de 65 kgN/ha/an.

Pour une estimation réelle des exportations d'azote par vendange, nous garderons une valeur intermédiaire entre celles dues aux organes végétatifs et celles dues aux raisins, entre 13 et 23 kg de N/ha (figure II-3).

De façon empirique, une concentration moyenne de 50 mg/l de nitrate dans la solution du sol serait suffisante pour alimenter la vigne en azote (Roth comm. perso.)

Un excès d'azote peut entraîner des modifications du fonctionnement métabolique de la vigne par un retard à la floraison et une augmentation importante de la vigueur et, par voie de conséquence, accroître la sensibilité à la coulure ou aux attaques parasitaires. Il peut aussi fortement altérer la qualité, en diminuant la teneur des baies en sucres et en matières colorantes (Pouget, 1984 ; Delas et Pouget, 1984). Ceci serait dû à une différence dans l'activité et l'efficacité photosynthétique de la

vigne (qui en fait résulte d'une bonne absorption différentielle d'eau et de minéraux) (Carbonneau, 1984).

<i>avril-mai</i> apport d'engrais	<i>juin-juillet</i> floraison	<i>août</i> véraison	<i>octobre</i> perte des feuilles et débris végétaux	<i>novembre à mars</i> hibernation
	forts besoins en nitrates de 50 à 70 kg/ha	consommation ralentie de nitrates	début de minéralisation des débris végétaux et production de nitrates : (30 à 40 kg/ha) mais aussi exportations durant les vendanges : (15 à 20 kg/ha)	lessivages des nitrates en excès

Figure II-3 : Apports d'azote sous forme nitrique en fonction de la saison, de la période végétative et des besoins de la vigne.

II.2.7.2. La fertilisation

Les apports d'azote minéral et organique sur vigne sont dépendants de deux paramètres :

- l'objectif de rendement et de qualité ;
- le développement végétatif de l'année précédente.

Depuis la mise en place des conseils à la fertilisation au sein des Opérations FERTIMIEUX, les doses de fertilisation ont diminué de 120 unités dans les années 1960-1970 à 60 voire 22 unités, aujourd'hui (Roth comm. pers. 1999). Une unité ou U correspond à un kilogramme d'azote, généralement par hectare. L'enquête datant de 1994 citée par Sossi (1996) montre que les doses couramment épandues s'échelonnent de 30 à 40 kg/ha avec des extrêmes de 60 à 80 kg/ha, hors apports de fertilisants par les matières organiques. Dans la même étude, l'addition des apports d'azote issus de la minéralisation des matières organiques et des engrais minéraux épandus peut s'élever à plus de 300 kg/ha (Sur-fertilisation ! ?).

De manière officielle, INAO *et al.*, (2000) conseille de limiter la fertilisation azotée à 50 unités/ha/an en sol nu.

II.2.8. Premier bilan azoté bibliographique

De façon chiffrée, à ce stade du travail, un premier bilan annuel d'azote peut être dressé en figure II-4, sans tenir compte de l'enherbement.

Le prélèvement total d'azote de la vigne au cours d'un saison végétative s'échelonnerait entre 40 et 60 kgN/ha. Les apports atmosphériques et la fourniture du sol permettraient de fournir entre 25 et 75 kgN/ha. Si nous considérons les pertes par dénitrification, par ruissellement et par lessivage, elles s'élèveraient entre 11 et 32 kgN/ha.

Sans apport de fertilisant, le bilan azoté approximatif d'une parcelle de vigne pour une saison végétative oscillerait entre +22 et -67 kgN/ha. Ainsi, les apports par fertilisant devraient au mieux compenser le déficit azoté, soit 67 kgN/ha. Ce qui correspondrait au cas où le sol ne permettrait pas la minéralisation. Nous constatons clairement que des apports supérieurs à la centaine d'unités azotées sont totalement

absurdes, et doivent bien être limités par la recommandation de l'INAO *et al.* (2000), à 50 unités/ha/an.

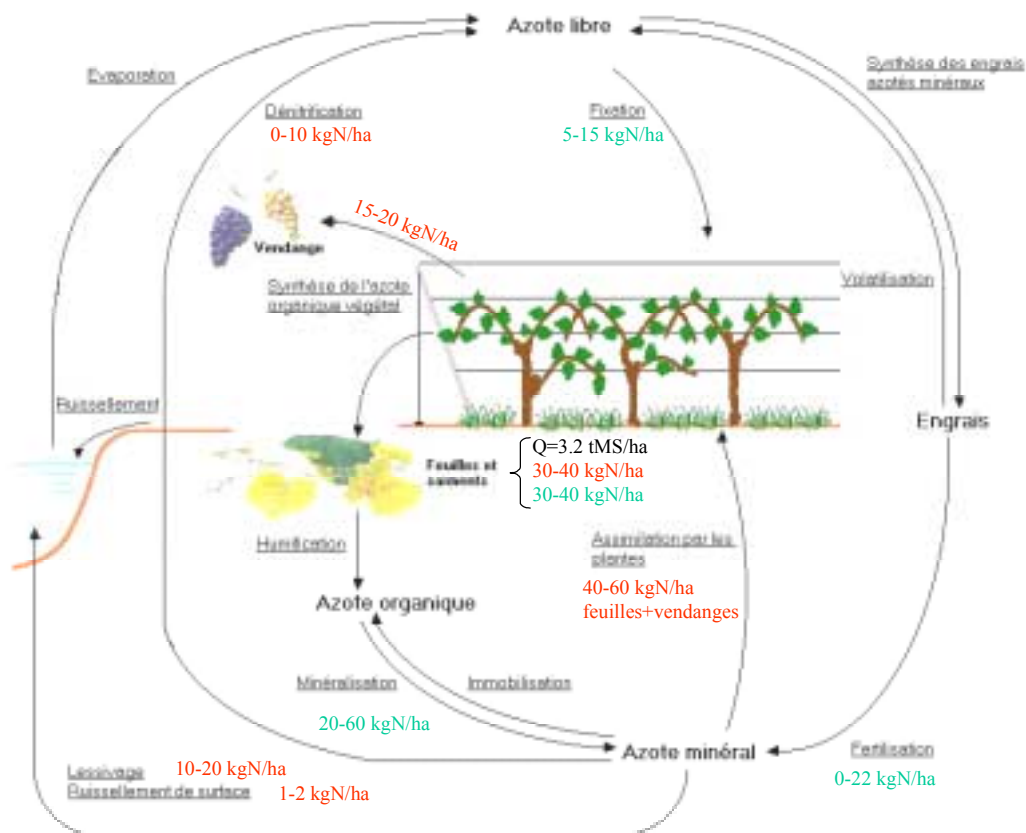


Figure II-4 : Bilan azoté annuel appliqué à la vigne (en rouge les pertes ou consommation, en vert les gains d'azote)

II.3. L'enherbement

II.3.1. *Historique (ARAA, 1997 ; Cazet, 1997 ; CIVC, 4 mars 1998)*

Le début de l'enherbement date de 1975 en Alsace. En 1992, seulement 20% des viticulteurs ont déclaré le pratiquer (DEUS, 1991/92). Cette pratique a obtenu le soutien des opérations FERTI-MIEUX. Ces opérations (« Piémont-Eau et Terroir », « Collines-Eau et Terroir ») ont organisé des campagnes de sensibilisation, d'incitation à une meilleure gestion et à une modification des pratiques culturales vis-à-vis des apports d'engrais azotés, en favorisant l'enherbement. Un guide de l'enherbement «Vigne en herbe» (1997) a ainsi été publié par l'Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA) dans le but d'aider les viticulteurs à choisir cette méthode agri-environnementale.

Pour les premières pratiques d'enherbement qui ont débuté au cours des années 70 la fonction de l'enherbement était alors de limiter les risques et les dégâts causés par le ruissellement, notamment en cas d'orages importants. Cette pratique s'est bien développée dans le vignoble alsacien puisque, selon Speich de la Chambre d'Agriculture du Bas-Rhin, elle atteint 6 500 ha, soit 50% de la surface du vignoble, et elle peut aller jusqu'à 100% dans certains villages. Dans le Haut-Rhin, Désiré (1999) a estimé par une méthode basée sur la télédétection à plus de 60% le taux

d'enherbement (quel que soit le type d'enherbement). Dans le Bordelais, Pradier de la chambre d'Agriculture de Gironde estime que 20 à 30% de la superficie du vignoble est enherbée, soit 20-30 000 ha.

Actuellement en Alsace, l'enherbement est avant tout considéré comme un moyen de lutte contre la pollution des nappes phréatiques par les nitrates.

Outre la conservation de l'environnement et la lutte contre l'érosion, l'enherbement présente d'autres atouts, mais aussi ses limites.

II.3.2. Les différents types d'enherbement

La bibliographie et la pratique (Moulis, 1994 ; ARAA, 1997 ; Brechbuller comm. pers.) présentent quatre formes d'enherbement comme plante de couverture :

- Céréales ;
- Fourrages ;
- Engrais verts ;
- Gazon.

Les cultures intermédiaires de céréales sont semées et cultivées pendant la période hivernale sans objectif de rendement mais seulement de couverture du sol (ex : seigle, orge, blé, tridicale, ..).

Les espèces fourragères ont un fort développement et une grande production de biomasse aérienne (environ 4 tMS/ha). Certaines sont des légumineuses qui fixent l'azote atmosphérique pour leurs besoins. Ces espèces peuvent présenter un risque très fort de compétition vis-à-vis de la culture pérenne (ex : brome cathartique, brome érigé, dactyle, fétuque élevée, luzerne, sainfoin, trèfle souterrain, vesce,...).

Les engrais verts ont aussi une production forte de biomasse aérienne. Ils nécessitent plusieurs fauchages dans la saison et surtout un resemis chaque année (ex : chou de Chine, colza, lupin, minette, moutarde, ...).

Les espèces de gazon sont les plus utilisées en enherbement de vignoble. Elles ont un développement saisonnier faible, et une production de biomasse faible (2.2 tMS/ha pour la fétuque rouge, 1.5 tMS/ha pour le ray grass anglais). Elles sont particulièrement sensibles aux températures élevées. Elles arrêtent de pousser dès le mois de juin et passent pratiquement toute la période estivale sous forme d'un paillason (ex : agrostide, chien-dent, fétuque élevée, fétuque rouge, ray-grass anglais, fléole, pâturin annuel, pâturin des prés, ...).

Ce type d'enherbement s'apparente à la technique des engrais verts qui contribue entre autre à réduire le lessivage des nitrates pour deux raisons principales :

- il réduit les quantités de nitrates présents dans le sol en les incorporant dans sa propre matière ; il les soustrait ainsi au risque de lessivage en automne-hiver
- il réduit l'importance du drainage, compte tenu de sa propre consommation en eau (Comité Nitrate, 1990).

Notre étude se limite à la seule forme d'enherbement naturel maîtrisé, pluri-annuel, qu'est le gazon que nous nommons herbe ou couvert herbacé dans la suite.

II.3.3. L'herbe ou couvert herbacé

Gérer l'enherbement signifie choisir des espèces dont le cycle végétatif est décalé par rapport à celui des ligneux, la vigne, et dont la croissance est maximale en automne et en hiver, et faible le reste de l'année (figure II-5). Dans ce type de pratique, l'important est que le sol soit couvert d'herbe à l'automne et pendant l'hiver. Pour limiter les interventions culturales, des espèces pérennes et annuelles capables de se régénérer naturellement sont conseillées.

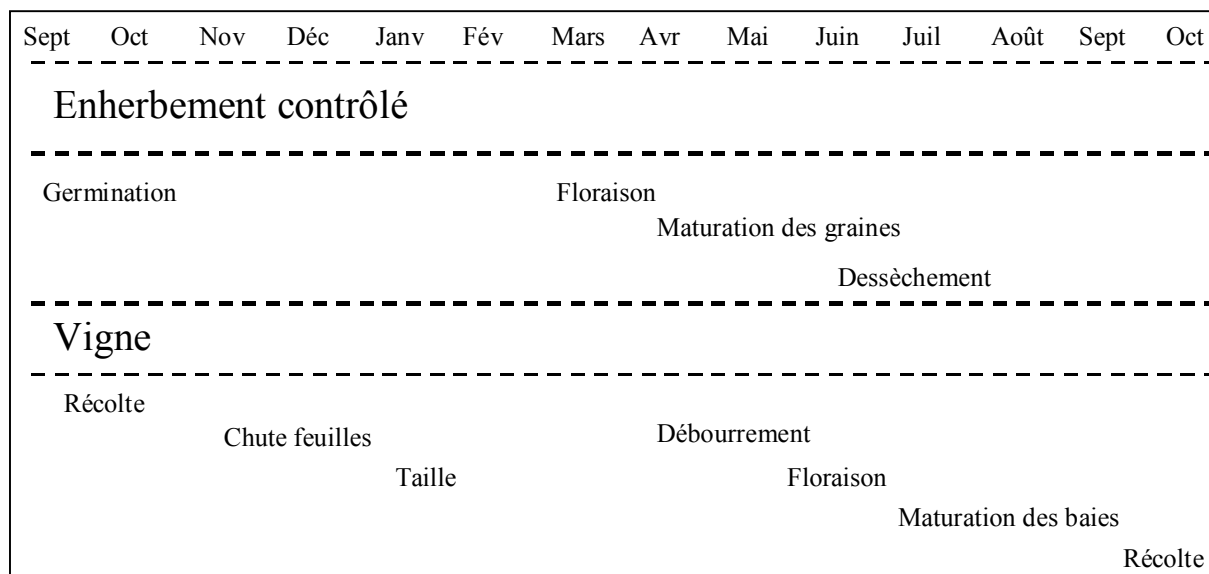


Figure II-5 : Schéma des cycles végétatifs de la plante de couverture herbacée et de la vigne

Les espèces potentiellement implantables dans le vignoble, pour un enherbement naturel permanent sont généralement des graminées, parfois des légumineuses (par exemple le trèfle souterrain). Une comparaison des espèces est présentée en annexe 3.

II.3.4. Les graminées

Le groupe des graminées fourragères est très homogène. Il se caractérise par une tige creuse, cylindrique à feuilles allongées, engainantes, à inflorescence en épi ou en panicule, composée de petites fleurs verdâtres disposées en épillets : Dactyle, Fétuque, Ray-Grass, Fléole, Vulpin, Brome.

En Alsace, les deux espèces herbacées qui se développent naturellement et majoritairement sur le vignoble sont le Ray-Grass Anglais et le Brome Stérile.

Dans la bibliographie, nous pouvons trouver quelques éléments sur le Ray-Grass Anglais, très peu sur le Brome Stérile. En revanche les fétuques ont bien mieux été étudiées, notamment pour la demande azotée, la croissance et le développement racinaire. Par extrapolation, nous supposons les connaissances acquises pour les graminées applicables au type d'enherbement cultivé sur le vignoble.

II.3.4.1. Le Ray-Grass Anglais

Il s'agit d'une graminée diploïde, allogame, à pollinisation anémophile. Ses racines ont une implantation superficielle, mais un renouvellement rapide. Sa hauteur varie de 20 à 30 cm au stade herbacé, à 50-60 cm au stade floraison.

Le Ray-Grass Anglais a une assez bonne tolérance aux excès d'eau, une bonne pérennité (3 à 6 ans selon le milieu et la variété). Le ray-grass préfère un climat frais et humide, la croissance est ralentie l'été, et il n'aime pas les hivers rigoureux.



Figure II-6 : Photographie de Ray-Grass sur le site et Schéma simplifié de Ray-Grass Anglais (a : tige, b : feuille, c : étamine, d : épillet, e : glume), <http://www.inra.fr/Internet/Produits/HYPPZ/CULTURES/3c---054.htm>

II.3.4.2. La croissance

La croissance des graminées est décomposée en deux phases (Lemaire et Salette, 1984) : une phase végétative et une phase reproductrice (développement des tiges).

La croissance végétative est extrêmement variable en termes de vitesse et en termes de précocité de départ de croissance. Le facteur explicatif essentiel est la température.

La croissance reproductrice est, en revanche, très stable en vitesse.

II.3.4.3. Enracinement

Les agronomes estiment en pratique que les cultures herbacées de prairies non travaillées ont une profondeur d'enracinement variant de 25 à 40 cm (Choisnel, 1977).

Leurs racines fibreuses produisent en grande quantité dans les premiers 10 à 15 cm de sol. Cela augmente la teneur en matière organique ainsi que l'agglomération du sol, le rendant plus résistant au vent et à l'eau. Les graminées améliorent la conservation des sols (figure II-7).

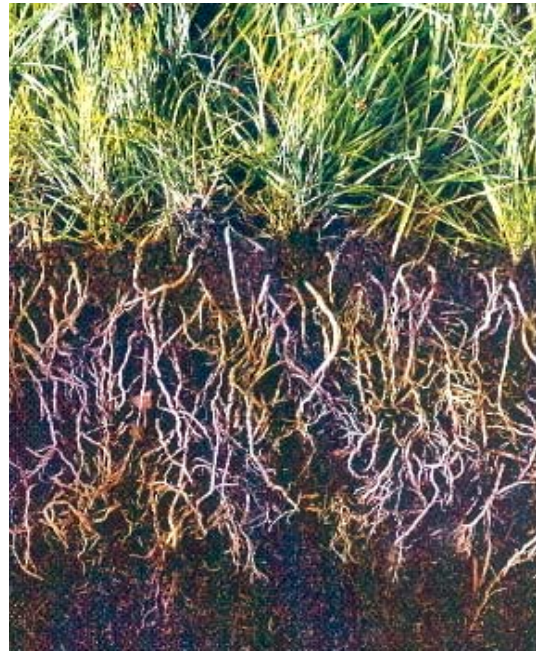
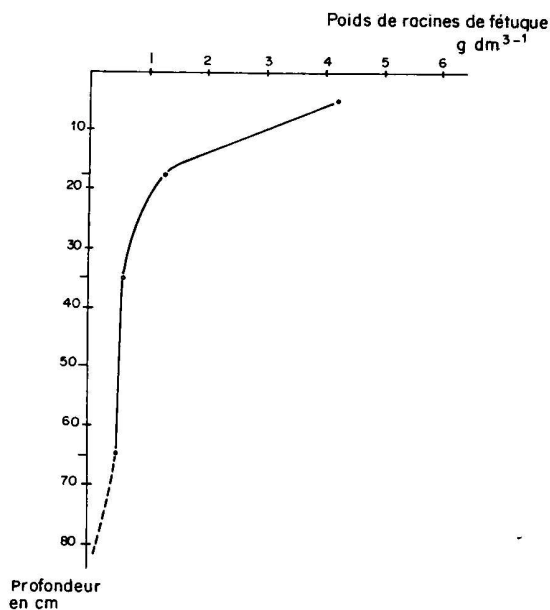


Figure II-7 : Profil racinaire moyen de la fétuque (Morlat, 1987) et photographie d'un profil racinaire de Ray-Grass.

II.3.4.4. Demande hydrique

La demande hydrique est fortement liée à la demande atmosphérique, à l'offre hydrique du sol et ainsi au développement du couvert.

L'évapotranspiration varie selon le système de gestion de la prairie (sol enherbé non coupé, prairie permanente naturelle, fauchée ou pâturée, gazon). Les données du tableau II-2, rassemblées par (Ballif, 1994), proviennent d'expérimentation de terrain, généralement au moyen de lysimètre.

Sites	Type d'enherbement	Pluviométrie (mm)	Evapotranspiration pour un hectare de couverture (mm)
Rothamsted Jealott's Hill	Fétuque	650	499
Saint Genès	Prairie permanente	702	404
Bâle-Binningen	Prairie naturelle fauchée	913	625
Lindau-Eschikon	Gazon	1073	494
Châlons en Champagne	Herbe non coupée	621	433

Tableau II-2 : Comparaison des évapotranspirations sur différents sites, tirée de Ballif (1994)

L'ordre de grandeur que nous pouvons retenir pour le type d'enherbement qui nous concerne, pour un climat similaire à celui de la Champagne (pluviométrie moyenne annuelle de 621 mm, une évapotranspiration potentielle moyenne annuelle de 635 mm), est de 400-500 mm par hectare de couverture et par an.

II.3.4.5. Le prélèvement azoté

A partir d'une température supérieure à 5°C, le prélèvement azoté racinaire du couvert herbacé est actif et continu pendant la période de végétation. La matière organique correspondant au couvert herbacé augmente progressivement de 4

jusqu'à 10 000 kg/ha pour atteindre un équilibre. Il en est de même avec l'azote (Juergens-Gschwind, 1989).

Les quantités d'azote prélevées par les enherbements sont variables (7 à 20 kgN/ha). Les besoins azoté pour un pâturage ou une prairie fauchée s'élèvent à 40 U par passage ou coupe. Pour une production de matière sèche de 3.8 t/ha, le prélèvement d'azote par une culture dérobée de ray-grass (octobre-mai) a été évalué à 54 kgN/ha, dont 25% dans le système racinaire (Guiraud *et al.*, 1996). Cet azote se trouvait sous forme inorganique dans le sol et était donc potentiellement lessivable. L'absorption par la culture l'a donc soustrait au lessivage.

II.3.4.6. L'herbe constitue-t-elle un piège à nitrate ?

Que ce soit avec ou sans fertilisation, l'action du couvert herbacé est efficace : la quantité d'azote sous forme minérale drainée sous lysimètre ne dépasse pas les 10 unités à l'hectare, contre une centaine pour la jachère (tableau II-3). Amberger (1983) a noté les pertes annuelles par lessivage de nitrate sous enherbement à quelques kgN/ha/an pour un excédent de précipitations de 200 mm, une fertilisation de 130 unités. En revanche pour un apport supérieur à 500 U, l'effet n'est plus senti.

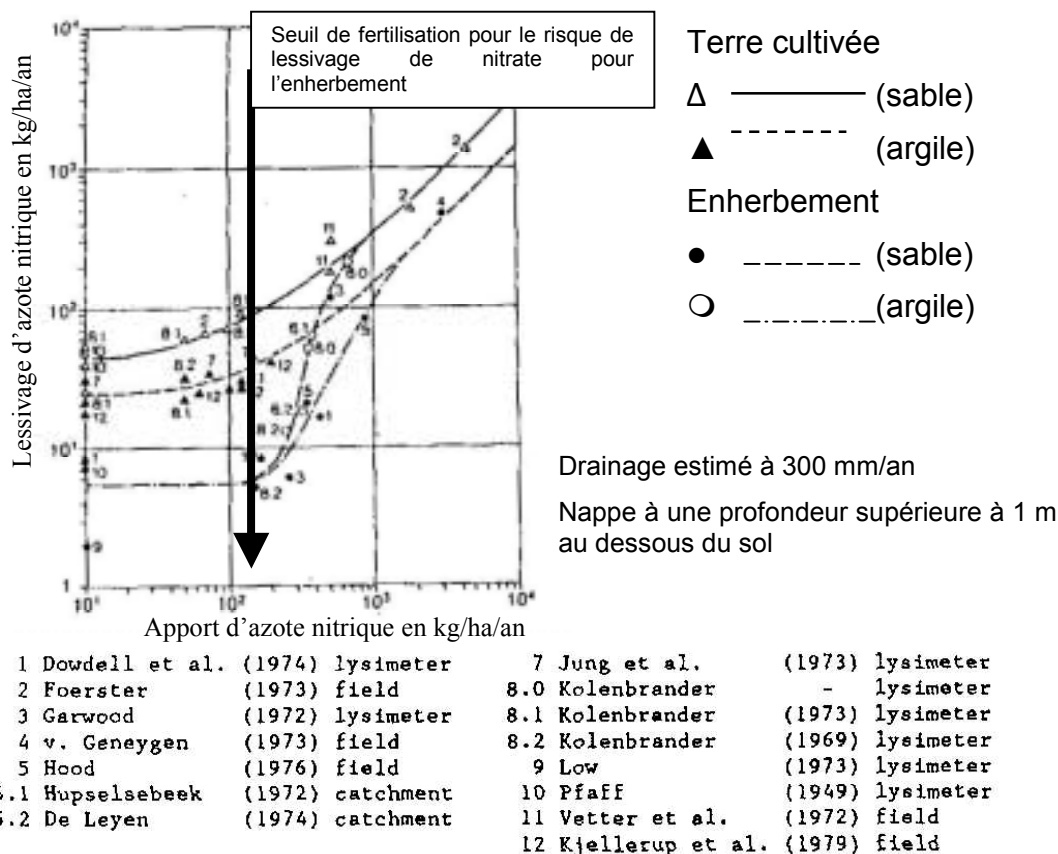


Figure II-8 : Lessivage d'azote-nitrique pour une terre cultivée et un enherbement, seuil d'efficacité de piège à nitrate de l'enherbement (Juergens-Gschwind, 1989).

Une notion de seuil limite de fertilisation pour assurer un rôle de piège à nitrate a été proposée par Juergens-Gschwind (1989) en figure II-8. Elle est fixée à 130 kgN/ha.

La concentration des eaux de drainage mesurée par Ballif (1994) montre que sous sol enherbé, les nitrates ne sont pas lessivés ($[NO_3]=6.6$ mg/l) alors que sous sol de vigne, les nitrates ont un impact polluant ($[NO_3]=169$ mg/l).

Fertilisants Avec ou sans	Terre en Jachère	Enherbement	Auteurs
Sans Avec 7 U	111 -	- 10	Ballif et Muller (1981)
Sans Avec 5 U	139 225	3.5 3	McAllister (1980)
Sans Avec 11 U	144 289	6 6	Dressel et Jung (1984)

Tableau II-3 : exemple de mise en évidence des effets pièges à nitrate de l'enherbement selon l'utilisation du sol par la quantité lessivée (kgN/ha/an), tiré de Juergens-Gschwing (1989)

Il apparaît donc clairement que le couvert herbacé peut assurer son rôle de piège à nitrate que lui attribuent les opérations FERTI-MIEUX.

Cependant, la capacité d'un couvert herbacé à jouer le rôle de piège à nitrate pendant la période à risques, c'est-à-dire automne et hiver, dépendra fortement de ses possibilités à se développer sous des températures froides.

II.3.4.7. Le retournement

Le couvert herbacé est effectivement un piège à nitrate. Cependant comme le font remarquer les bulletins nitrates publiés par les Chambres d'Agriculture, l'azote est toujours présent, sous une forme néanmoins moins polluante que celle des nitrates, sous forme organique.

Le labourage d'une terre enherbée entraîne des pertes intenses de nitrates dès que le drainage reprend (Ballif, 1994). En effet, lors du retournement de la prairie, la minéralisation de la matière organique peut produire plusieurs centaines de kilogrammes d'azote par hectare et par an (Juergens-Gschwind, 1989).

Après son incorporation au sol et lors de sa décomposition, le couvert herbacé restitue au sol l'azote de sa matière organique sous une forme minérale, en particulier sous forme de nitrate. Toutefois, cette restitution est lente et progressive. Les phénomènes de rémanence biologique sont d'ailleurs bien connus (Mariotti, 1998). L'incidence peut se mesurer sur de nombreuses années (entre 1 et 5 années, généralement 3) (Juergens-Gschwind, 1989).

Par exemple, la quantité d'azote contenu dans du Ray-grass peut atteindre 130 kg/ha, et son enfouissement avant l'hiver peut apporter 40 kg/ha d'azote. (Comité Nitrate, n°2, 1990)

Nous sommes alors plutôt amenés à considérer l'enherbement comme une « bombe à retardement ». Il s'avère indispensable de réfléchir à des adaptations de l'itinéraire technique pour tenir compte de cet effet de bombe à retardement du piège à nitrate, qui pourrait réduire les efforts environnementaux à néant.

II.4. L'association vigne/herbe

Les effets de l'enherbement sont à opposer à la non-culture, qui correspond à l'alternative considérée comme polluante.

Les effets du désherbage, considéré comme de la non-culture, du sol de vigne influent sur (Moulis 1994) :

- la sélection des adventices en favorisant des espèces résistantes ;
- la structure racinaire, qui, en l'absence de concurrence, limitera son extension aux horizons superficiels, rendant la culture plus sensible aux accidents climatiques et en particulier à la sécheresse (un travail mécanique du sol peut prévenir ce type d'inconvénient) ;
- l'épuisement de la matière organique non reconstituée dans le sol, d'où une perte de fertilité et une perte de structure des sols par lessivage, un transport de la matière organique, une diminution de la portance des sols humides et une compaction des sols secs ;
- l'apparition de mouillères sur sol battant favorisant des foyers pathogènes (ex. : botrytis) ;
- l'érosion hydrique fréquente du fait de l'absence de couverture du sol et du compactage des sols (passages de tracteurs), réduisant l'infiltration de l'eau.

Plusieurs études d'ordre environnemental et œnologique ont été effectuées sur la faisabilité de l'enherbement. Peu traitent de la concurrence hydrique ou azotée, mais elles s'orientent plutôt sur le ruissellement et sur la physiologie de la vigne.

Il en ressort les points suivants généralement issus de l'observation des expérimentations mises en place et du bon sens.

II.4.1. Santé de la vigne

L'enherbement entraîne une action positive sur la santé de la vigne. En effet, il permet de limiter les maladies cryptogamiques dues à un excès d'humidité à l'intérieur de la souche. En réduisant la vigueur de la vigne grâce à l'enherbement, le microclimat est plus sain et réduit les maladies cryptogamiques telles que le mildiou et le botrytis, redoutées par les viticulteurs (Morlat, 1987 ; Lebon, 1993). Il a aussi un effet bénéfique sur la diversité de la faune favorisant la prédation des parasites de la vigne. De plus, en favorisant l'infiltration de l'eau dans le sol, l'enherbement permet de réduire la formation de flaques qui sont autant de points de départ du mildiou.

II.4.2. Qualité du sol

L'enherbement permet une amélioration de la qualité du sol et une stabilisation par le haut.

Les éléments fins du sol, limons et argiles, se lient à l'humus pour former les agrégats argilo-humiques qui empêchent la migration des particules fines en profondeur. Les échanges dans les couches supérieures du sol sont alors favorisés. Cela permet un meilleur stockage des engrais minéraux apportés (azote, phosphore, magnésium).

De plus, cette stabilité structurale favorise le développement des racines, l'aération du sol et la conduite de l'eau, alors qu'un sol déstabilisé est plus favorable à la formation d'une croûte de battance et à l'imperméabilisation de sa surface (Morlat, 1981, 1987). On observe une augmentation de la teneur en humus du sol par décomposition de l'herbe coupée et des racines, ainsi que le nombre de vers de terre qui contribuent à une bonne aération du sol et à un meilleur drainage (Champagnol, 1980). L'apport de Matières Organiques (M.O.) contribue au maintien de cette stabilité et permet une plus grande libération d'azote dont une partie est consommée

par le gazon. Ainsi il est reconnu que l'enherbement maintient un taux de matière organique acceptable.

Ceci contribue à augmenter la réserve utile, ce qui permet alors de limiter le risque de drainage.

La densité apparente du sol diminue sous enherbement, le compactage y étant plus faible (Morlat, 1981).

En limitant le ruissellement, l'enherbement améliore l'infiltration et maintient une humidité du sol au niveau des racines en été, sur des périodes courtes consécutives aux précipitations. Cependant, cette économie est très limitée et ne suffit pas à compenser la quantité d'eau consommée par l'herbe, par rapport à l'évaporation d'un sol nu.

Selon la littérature, la qualité du sol est donc améliorée par la présence d'enherbement. Les éléments nutritifs de la vigne sont retenus dans les premiers centimètres du sol, l'aération et l'alimentation en eau du sol sont favorisées. Cependant, l'enherbement a l'inconvénient d'entraîner une concurrence hydrique vis-à-vis de la vigne.

II.4.3. Stabilité du terrain

La stabilité du terrain, c'est-à-dire sa résistance face à l'érosion, est souvent remise en cause lors de fortes pluies.

En diminuant l'impact des gouttes de pluie, l'enherbement permet de lutter contre l'érosion et le ruissellement en augmentant la rugosité de surface. Par exemple, en Champagne, un enherbement de 50% de la surface annule pratiquement tout le problème d'érosion (Ballif, 1999).

Il améliore également la portance des sols et limite les tassements lors des passages d'engins agricoles notamment durant les vendanges où les véhicules sont particulièrement lourds. Cependant, l'adhérence sur l'herbe mouillée est mauvaise et les véhicules risquent de glisser lorsque la pente est importante.

L'enherbement permet donc d'améliorer la résistance d'un sol face aux agents climatiques et anthropiques. Mais l'herbe mouillée peut nuire aux bonnes conditions de travail des viticulteurs.

II.4.4. Incidences sur la vigne

L'utilisation de l'enherbement comme technique d'entretien des sols viticoles établit, en théorie, un risque de compétition hydrique pour la vigne.

L'enherbement peut concurrencer la vigne et entraîner une baisse de l'eau disponible.

L'enherbement d'un vignoble induit une réduction des rendements comprise entre 10% et 45% du poids de la récolte selon les espèces et les conditions climatiques de l'année (Moulis, 1994). L'effet dépressif apparaît cependant relativement constant sur la vigueur et la production. Mais il a été constaté en vignoble du Val de Loire, qu'il s'atténuait après une quinzaine d'années (Morlat, 1987). On note toutefois un réajustement après quatre à cinq ans, suite à l'installation de l'enherbement dans les Costières de Nîmes (Moulis, 1994).

Cependant, lorsque l'écartement des rangs de vigne est insuffisant, l'enherbement n'est pas possible car la concurrence inter-ceps est déjà importante.

L'enherbement agit également sur la vigne d'un point de vue nutritif. La concurrence azotée peut être bénéfique en cas de surproduction ou excès de vigueur de la vigne.

En effet l'apport réalisé lors de la floraison ne doit servir qu'à combler un manque du sol. Un apport excessif de 60 unités d'azote/ha (soit 60 kg d'azote pur/ha) aura pour conséquence une augmentation de la vigueur des souches et un risque de redistribution de l'azote durant la phase de maturité, susceptible de favoriser le développement de la pourriture grise. Ainsi, en limitant l'absorption d'azote, la vigueur est limitée, et si la surface foliaire diminue, le couvert végétal est moins entassé et le microclimat au niveau des feuilles est amélioré et freine la formation de pourriture grise (Varnai, 1991).

II.4.5. Enracinement

Si on adjoint une compétition inter-espèces (enherbement permanent - vigne) à la compétition intra-spécifique (vigne - vigne, par la densité de plantation), il y a une modification profonde du développement de l'enracinement. Le ray-grass diminue le nombre de racines de la vigne dans l'interligne et surtout en surface (Morlat et al., 1984).

Morlat (1987) montre que la concurrence entre la vigne et un enherbement total de fétuque entraîne une réduction importante du système racinaire de la vigne et principalement des racines de faible diamètre (dans l'interligne). Cet auteur a ainsi mis en évidence une corrélation négative entre le nombre de racines de vigne et le poids de racines de fétuques et de ray-grass.

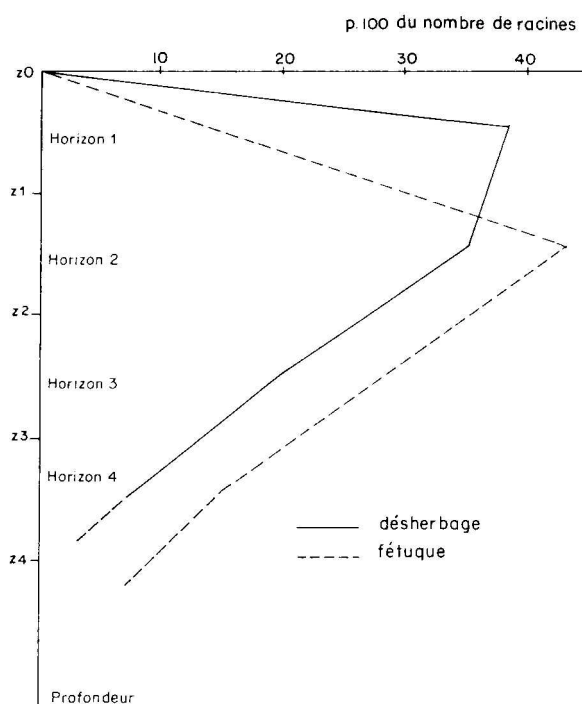


Figure II-9 : exemple de profils racinaires de la vigne exprimés en pourcentage du nombre de racines de vigne selon l'itinéraire technique (Morlat, 1981)

A l'inverse, dans les vignes larges, la mise en place d'un enherbement favorise les racines dites plongeantes, illustré en figure II-9.

L'enherbement semble donc provoquer un approfondissement du système racinaire de la vigne – modification en subsurface pour des racines plongeantes. C'est une conséquence de la concurrence hydrique exercée par l'enherbement dans les horizons de surface du sol (Morlat, 1981). Il est donc admis que l'enherbement a pour conséquence première une modification de la structure racinaire (issue des concurrences hydrique et azotée) pour assurer une bonne exploration des horizons de surface et surtout de profondeur, à condition que le sol soit assez profond.

Comme nous l'avons déjà indiqué auparavant, tout système végétal s'adaptera avec le temps de telle façon que tout en assurant sa croissance et sa reproduction, les pertes énergétiques soient limitées. Ainsi les racines assèchent d'abord rapidement les couches supérieures, puis elles s'orientent pour rechercher de l'eau en profondeur (Morlat, 1989).

C'est pourquoi il est conseillé aux viticulteurs désireux d'installer l'enherbement dans leur parcelle, d'attendre quelques années (trois ou quatre ans après la plantation de la jeune vigne) afin que le système racinaire soit en place, avant de la soumettre à la compétition de l'enherbement.

II.4.6. Production et qualité des vins

En viticulture, la qualité des vins reste la principale préoccupation des viticulteurs. Il est évident qu'une pratique d'entretien nuisible aux qualités œnologiques d'une production serait d'emblée rejetée par l'ensemble de la profession.

Des études menées par le CIVC ont montré que durant les deux ou trois premières années de l'enherbement, le poids du bois de taille pouvait être inférieur de 65%. De même, le rendement (c'est-à-dire la récolte) est jusqu'à 80% plus faible durant cette même période, alors qu'il n'est plus que de 20% pour une vigne arrivée à maturité (Cazet, 1997).

D'une manière générale, les vins issus des parcelles enherbées sont jugés plus neutres et plus fins, aucun goût dépréciateur n'est relevé. Mais il est nécessaire de bien raisonner le choix des parcelles où implanter un enherbement ainsi que les pratiques culturales utilisées (notamment la fertilisation). L'enherbement dès la plantation de la vigne est donc à éviter.

II.4.7. Aspect économique

Le coût de l'enherbement doit rester supportable pour les viticulteurs, ou du moins, les avantages qu'ils en retirent doivent être en mesure de compenser les dépenses supplémentaires.

Il constitue un facteur limitant. En 1995, l'entretien du sol par désherbage chimique était à 2360 F/ha, celui par enherbement permanent à 4750 F/ha (ARAA, 1997).

Les viticulteurs reprochent aussi à cette pratique d'augmenter considérablement le temps de travail dans les vignes où la tonte peut nécessiter 3 à 12 heures par hectare.

II.4.8. Incidence sur le cycle de l'azote

Dans les vignobles septentrionaux, la minéralisation de la matière organique est active de mai à septembre, alors que les besoins maximaux de la vigne se manifestent de juin à août, autour de la floraison. Ceci montre le décalage entre la fourniture du sol par rapport aux rythmes d'absorption de la vigne, phénomène accentué par la présence d'herbe qui consomme elle aussi de l'azote pour sa propre croissance. La cinétique de prélèvement d'azote, donc de la consommation d'azote du couvert herbacé est fortement dépendante de la stratégie de fauche.

Certes l'enherbement agit comme piègeur de nitrates en excès dans le sol à condition que l'apport d'azote soit bien raisonné. Or, tous les éléments solubles que le sol ne retient pas, tels que les nitrates ou certains produits phytosanitaires parviennent plus ou moins rapidement à la nappe phréatique.

Quelques expérimentations ont comparé vigne enherbée ou non. Mais peu évaluent l'efficacité de l'action environnementale.

A la station agronomique de Changins en Suisse, les résultats d'une étude entre 1985 et 1990 montrent qu'une vigne en sol enherbé perd 15 fois moins de nitrate (ordre de grandeur : quelques unités d'azote/ha) qu'une vigne sur sol nu (ordre de grandeur quelques : dizaine d'unités d'azote/ha) (Maigre et Murisier, 1992; Ryser et Spring, 1996).

En Alsace, Sossi (1996) a montré dans un essai que l'herbe semée ou naturelle assimile une grande partie de l'azote nitrique présent dans le sol (50 à 80%).

Aucune approche n'a tenté d'appréhender le fonctionnement d'une association vigne/herbe et de la reproduire au moyen de la modélisation à l'échelle parcellaire. Nous nous proposons alors, comme objectif final, de répondre aux professionnels sur l'efficacité de l'enherbement comme moyen de lutte contre la pollution par les nitrates.

Notre première étape, après cette présentation du système vigne/herbe, est de déterminer de façon précise les demandes hydriques et azotées afin de les inclure dans un cycle de l'azote propre au système vigne/herbe. S'ensuivra, par la suite, la mise en place de la modélisation mécaniste.

II.5. Eléments de modélisation de la demande hydrique

Les modèles spécifiques au calcul de la transpiration de la vigne ne sont pas nombreux. Notre travail s'inspire fortement du modèle d'interception du rayonnement issu des travaux de Riou *et al.* (1989 ; 1994) et Trambouze *et al.* (1998) que nous présentons brièvement ci-après. Nous nous inspirons également de l'expérience d'un modèle mécaniste développé afin de déterminer l'évapotranspiration d'une association arbuste-herbe en Guadeloupe par Tournebize *et al.* (1996).

Dans notre étude, l'association vigne/herbe correspond au cas d'une culture associée. En effet il s'agit d'une combinaison, comprenant au moins deux espèces cultivées en rangs alternés, simultanément sur une même parcelle (Tournebize, 1994). Dans le cas d'un couvert hétérogène et discontinu, il est plus précis et plus naturel d'opter pour une séparation des flux d'évaporation et de transpiration (Leenhardt *et al.*, 1995 ; Trambouze, 1996) et ainsi d'appliquer la méthode du partitionnement du rayonnement global incident pour déterminer chacune des valeurs pour les éléments du système.

Dans un premier temps, nous calculons l'évapotranspiration induite par le système vigne-sol-herbe par une analyse de la répartition de l'énergie incidente sur les différents termes du système. Ainsi nous sommes amenés à déterminer la Transpiration TP de la vigne, celle du couvert herbacé sur la partie implantée en tenant compte de l'absorption du rayonnement net induit par la plante dominante (la vigne) et enfin l'évaporation du sol nu.

Retenons par ailleurs, qu'il n'existe pas de modèle d'estimation de l'évapotranspiration d'une vigne fonctionnant dans des situations pédoclimatiques variées (Trambouze, 1996).

II.5.1. Le partitionnement

Le principe du partitionnement est basé sur l'analogie avec la loi de Beer-Lambert, que l'on supposera s'adapter à notre système : l'évapotranspiration est proportionnelle au rayonnement net reçu par les éléments du système.

Des modèles semi-empiriques ont été développés avec l'hypothèse d'un couvert à deux couches, pour l'association maïs-soja. Ils simulaient le partage de la transpiration utilisant une forme modifiée de l'équation de Penman-Monteith, incluant l'estimation de la fraction de rayonnement intercepté par chaque espèce (Ozier-Lafontaine *et al.*, 1997).

Le modèle utilisé pour l'estimation de la transpiration est basé sur la résolution du bilan d'énergie pour chaque espèce.

Le modèle de Shuttleworth et Wallace (1985) est similaire au modèle de Penman-Monteith, dans le concept. Il traite d'une culture discontinue comme d'un système à deux composantes, gouvernée par le bilan d'énergie et les principes aérodynamiques. Donc un terme du rayonnement net concernera l'évaporation du sol, un autre la transpiration de l'herbe et un dernier celle de la vigne. Utilisant une analogie avec la loi d'Ohm, les différentes résistances sont considérées en série.

Shuttleworth et Wallace (1985) ont mis au point une équation reprenant le formalisme de Penman-Monteith mais où ils séparent la transpiration et l'évaporation du sol :

$$\lambda E = C_c \cdot PM_c + C_s \cdot PM_s \quad \text{Eq. II-1}$$

où PM_c et PM_s reprennent l'équation de Penman-Monteith respectivement pour le couvert et le sol, et C_c et C_s représentent les coefficients de partage du rayonnement net, sans dimension, entre le couvert et le sol.

L'évapotranspiration peut être estimée à partir d'une ETP° de référence associée à un coefficient cultural. Le coefficient cultural est caractéristique de la culture en place. Il peut se décomposer en trois éléments : un coefficient pour la vigne, un pour la culture intercalaire et un dernier pour le sol nu. Ce coefficient dépend de la culture étudiée, de son stade phénologique et surtout de l'indice foliaire du couvert végétal.

Dans notre calcul, nous garderons l'albédo constant mais retenons qu'il peut varier selon les conditions hydriques du sol Passerat de Silans *et al.* (1989) ont déterminé pour un sol nu :

$$\begin{aligned}
\text{alb}(\theta_{\text{surf}}) &= 0,1 \text{ pour } \theta_{\text{surf}} \geq 0,3 \\
\text{alb}(\theta_{\text{surf}}) &= 0,25 \text{ pour } \theta_{\text{surf}} < 0,1 \\
\text{alb}(\theta_{\text{surf}}) &= 0,25 - 0,75 \cdot (\theta_{\text{surf}} - 0,1) \text{ pour } 0,3 > \theta_{\text{surf}} \geq 0,1
\end{aligned}
\tag{Eq. II-2}$$

avec θ_{surf} teneur en eau à la surface du sol.

II.5.1.1. Différentes approches pour l'estimation de l'évapotranspiration

L'estimation directe de l'évapotranspiration de quel que végétal que ce soit étant impossible, elle s'effectue au moyen de méthodes indirectes. Nous présentons quelques méthodes basées sur des mesures et d'autres qui utilisent des modèles.

L'estimation de l'évapotranspiration réelle de la vigne par mesures associées de l'évaporation du sol (par mini-lysimètre) et de la transpiration estimée par flux de chaleur au travers du tronc, est une méthode relativement précise, qui peut être utilisée à toute période végétative. Elle sépare les deux composantes de l'évapotranspiration, ce qui est intéressant pour la modélisation.

La méthode du bilan hydrique peut être utilisée sur des périodes plus longues qu'une semaine tout en donnant des résultats acceptables dans l'estimation de l'évapotranspiration. La méthode du bilan d'énergie donne de bons résultats sur des petites périodes de temps mais nécessite un suivi technique constant. La mesure séparée de l'évaporation et de la transpiration pour l'estimation de l'évapotranspiration d'un vignoble est facilement adaptable.

L'étude du partage de la demande climatique semble le plus accessible pour parvenir à l'analyse de la consommation en eau spécifique de l'association.

Le modèle de Sene (1994) calcule le rayonnement absorbé par la vigne comme fonction du rayonnement global et du développement végétatif de la vigne (paramètre LAI) qui correspond alors à un coefficient d'extinction pour les radiations solaires :

$$R_{\text{av}} = R_{\text{g}} \exp\left(-\frac{K_{\text{ext}} \cdot \text{LAI}}{ac}\right)$$

avec R_{av} , R_{g} les rayonnements absorbés par la vigne et rayonnement global, $K_{\text{ext}}=0.68$ pour une plante au stade végétatif maximal et ac coefficient de couverture (environ 0,3) (Massman, 1992). Les méthodes basées sur le ratio de Bowen ou sur l'eddy-covariance (Trambouze *et al.*, 1998) ne sont généralement pas conseillées en raison de l'équipement nécessaire et surtout de la technicité pointue et de l'expertise de l'analyse.

Une dernière méthode récente présentée par Spano *et al.* (2000) est basée sur la méthode du renouvellement de la surface évaporante. Cette méthode relie le flux de chaleur sensible H_{sens} aux variations à hautes fréquences de températures du couvert à la structure du couvert. Associée à la mesure des radiations globales et flux de chaleur du sol G_{cal} , cette méthode d'estimation de H_{sens} permet de déterminer l'évapotranspiration du couvert.

La séparation des énergies disponibles entre le sol et la plante ne semble pouvoir être faite simplement que par l'utilisation du modèle d'interception de (Riou *et al.*, 1989; 1994).

II.5.2. Pour la vigne

La vigne est une culture pérenne, à couvert discontinu et périodique. Sa consommation hydrique est contrôlée par la disponibilité de l'eau et par les facteurs climatiques influençant ses mécanismes de régulation (stomatiques essentiellement). Dans le cas d'une vigne, différents auteurs ont fait part des difficultés expérimentales rencontrées pour l'estimation des résistances propres au sol et à la plante (Riou *et al.*, 1989 ; Sene, 1994). Elles résident dans la discontinuité du couvert et dans l'influence du vent sur les paramètres conditionnant ces résistances (rugosité de couvert, température de surface).

II.5.2.1. Le modèle de Riou *et al* (1989).

Le modèle d'interception du rayonnement de Riou *et al.* (1989) a été conçu pour estimer la part d'énergie interceptée par une vigne à partir du rayonnement incident sur une parcelle. Le modèle fonctionne pour des vignes en rangs dont la géométrie simplifiée (parallélépipède) est stable dans le temps. Le cheminement du rayon incident est suivi jusqu'à ce qu'il soit absorbé par une des espèces présentes, ou par le sol, ou jusqu'à ce qu'il sorte de la végétation.

Ce modèle nécessite l'acquisition de paramètres :

- morphologiques : dimensions en coupe du parallélépipède constitué de la vigne (hauteur, largeur, porosité du feuillage) et largeur de l'inter-rang ;
- géographiques, astronomiques et climatiques : latitude, angle solaire, orientation des rangs de vignes et rayonnement.

L'effet d'ombrage des espèces, les unes par rapport aux autres, réduit la quantité d'énergie susceptible d'être absorbée par l'espèce dominée, et donc diminue potentiellement sa production. Le modèle tient compte de l'ombrage d'un rang sur le rang voisin. Il calcule le rayonnement intercepté par la vigne en fonction du jour de calcul (paramètres astronomiques) et de l'évolution morphologique de la vigne.

Le rayonnement intercepté dépend du paramètre λ_{vh} qui est le rapport du rayonnement incident sur une surface verticale (I_v) au rayonnement reçu par une surface horizontale (I_h) :

$$\lambda_{vh} = \frac{I_v}{I_h} \quad \text{Eq. II-3}$$

Selon la valeur de λ_{vh} par rapport aux proportions géométriques du couvert, le modèle calcule le rayonnement incident, R_i par une formulation générale du type :

$$R_i = f(H_{vigne}, L_{vigne}, p_{vigne}, D_{vigne}, \lambda_{vh}) \cdot I_h + n_d \cdot R_d \quad \text{Eq. II-4}$$

avec

f fonction arithmétique simple (polynomiale) des paramètres géométriques de la parcelle (hauteur H_{vigne} , largeur L_{vigne} , porosité p_{vigne} du rang de vigne et inter-rang D_{vigne}) et de λ_{vh} ,

n_d coefficient d'interception du rayonnement diffus par la vigne, calculé en fonction de l'angle solaire et des paramètres géométriques de la parcelle,

R_d rayonnement solaire diffus dans la parcelle.

Le rayonnement absorbé par la vigne (R_{av}) est alors obtenu à partir du rayonnement global (R_g) et des albédos du sol (alb_s) et du feuillage (alb_f) :

$$R_{av} = (1 - alb_f) \cdot R_i + alb_s \cdot n_d \cdot (1 - alb_f) \cdot (R_g - R_i) \quad \text{Eq. II-5}$$

II.5.2.2. Hypothèses de travail

Dans le cas de la modélisation de l'évapotranspiration, les hypothèses de travail, qui ont pour but généralement de simplifier les calculs, sont de deux ordres : les hypothèses relatives aux principes naturels d'évapotranspiration et celles relatives à l'utilisation du modèle.

Une première hypothèse simplificatrice est faite en considérant que l'interception nette des précipitations par le feuillage rentre dans l'évapotranspiration totale de l'écosystème (Cornet, 1977), ce qui nous permet de considérer les précipitations brutes comme données d'entrée. Nous faisons aussi l'hypothèse du flux conservatif qui correspond au cas simple de conditions pour lesquelles l'absorption d'eau par la plante est égale à la transpiration (en ne tenant pas compte des périodes de croissance). Cette hypothèse n'est pas absurde si nous considérons un cycle nyctéméral complet (avec phases de dessèchement de jour et de réhumectation de nuit). Dans cette configuration, toute l'eau prélevée par la plante dans le sol est convertie en transpiration.

Nous supposons, dans le modèle de Riou *et al* (1986), que la culture en rang conserve une forme parallélepédique constante (les dimensions varient mais pas la forme) et de longueur infinie, ceci pour limiter les cas envisagés pour déterminer l'interception du rayonnement.

II.5.2.3. Calcul de la transpiration de la vigne

Riou *et al.* (1994) ont noté que la transpiration de la vigne n'est qu'une fraction de l'évapotranspiration totale. Une modélisation simple de la transpiration de la vigne peut alors s'appuyer sur l'hypothèse suivante : le taux de la transpiration de la vigne par rapport à l'évapotranspiration totale doit être proche du rapport du bilan radiatif de la vigne sur le bilan radiatif total soit :

$$TP_{\text{vigne}} \propto \frac{R_{av}}{R_n} \cdot ETP^o \propto \frac{R_{av}}{(1 - alb)R_g} \cdot ETP^o \quad \text{Eq. II-6.}$$

La formule adoptée dans le modèle est la suivante :

$$TP_{\text{vigne}} = \frac{R_{av}}{(1 - alb)R_g} \cdot ETP^o \quad \text{Eq. II-7}$$

II.5.3. L'évapotranspiration de l'herbe : ETPherbe

Le calcul de la FAO (équation I.26) est repris pour la détermination de l'évapotranspiration du couvert herbacé mais en prenant en compte le rayonnement non absorbé par la vigne (appelé R_{reste}). Ce calcul reste valable pour un tapis herbeux de référence : $hc=12$ cm de hauteur, résistance de surface de la culture de référence 70 s m^{-1} , $LAI=24 \cdot hc$ pour un gazon tondu, albédo de 0.18 (Allen *et al.*, 1994).

Le passage de l'évapotranspiration potentielle à l'évapotranspiration réelle pose problème pour ce cas-là. Il est évident que l'état du gazon (hauteur, couleur) varie au cours de l'année. Nous pouvons alors introduire une fonction de régulation pour limiter les pertes en eau et suivre le cycle du couvert herbacé :

- soit par une fonction de l'albédo (la plante réagit naturellement à un excès de demande hydrique par un changement de couleur qui limite le rayonnement absorbé et ainsi diminue la demande climatique ; la couleur verte se transforme en jaune),
- soit par une fonction du taux de couverture moyen selon l'époque,
- soit par une fonction de la succion, transcrivant la disponibilité de l'eau en admettant que les capacités de l'herbe à extraire l'eau du sol sont plus faibles que celles de la vigne ou bien sur la sensibilité de l'espèce à la sécheresse.

Les trois fonctions traduisent les mêmes réponses du couvert liées à un stress hydrique. Nous avons choisi de limiter l'évapotranspiration de l'herbe en fonction du taux de couverture, qui est le plus simple à estimer au moyen de l'observation, mais nécessite des mesures supplémentaires hebdomadaires.

II.5.4. L'évaporation du sol : EvapSol

Les mécanismes d'évaporation sur sol nu se partagent en deux (Ritchie, 1972, Ambroise, 1999) :

- le cas de l'eau libre
- le cas de l'eau liée.

Toute l'eau libre présente dans la couche de surface peut être facilement évaporée selon l'énergie disponible : ainsi l'eau interceptée par la végétation et les sols saturés s'évapore à un taux fixé par les conditions atmosphériques.

Pour évaporer l'eau liée, comme dans le cas de sol non-saturé, une énergie supplémentaire doit être fournie pour surmonter les forces de rétention. L'assèchement progressif du sol provoque alors des rétroactions tendant à réduire l'évaporation (Ambroise, 1999) :

- ↪ Par une augmentation des forces de rétention, rendant l'eau restant dans le sol de moins en moins disponible pour l'évaporation ;
- ↪ Par une forte diminution de la conductivité hydraulique du sol, réduisant le renouvellement de l'eau depuis des horizons plus humides ;
- ↪ Par une diminution de la force de vaporisation, la pression de vapeur maximale de l'air diminuant avec le potentiel hydrique du sol en surface.

Du fait de la très faible diffusivité de la vapeur d'eau dans le sol, l'évaporation ne peut généralement mobiliser que l'eau des horizons superficiels. L'eau devient rapidement le facteur limitant de l'évaporation. D'ailleurs la formation d'une couche desséchée en surface limite considérablement l'évaporation de l'eau mise en réserve dans le sol, agissant comme une couche protectrice (Arranda, 1961).

II.5.4.1. Les modèles

Chanzy et Bruckler (1993) proposent un modèle simple pour l'estimation de l'évaporation journalière d'un sol nu (E_{vapSol}). Leur modèle calcule le rapport

$\frac{EvaP_{sol}}{ETP^{\circ}}$ en fonction d'une donnée de terrain : l'humidité de surface θ_{surf} . Il est basé sur le calage de trois paramètres empiriques et nécessite la mesure journalière de la teneur en eau de surface, de l'évapotranspiration journalière de référence ETP° , et de la vitesse du vent :

$$\frac{EvaP_{sol}}{ETP^{\circ}} = \frac{\exp(A \cdot \theta_{surf} + B)}{1 + \exp(A \cdot \theta_{surf} + B)} \cdot C + (1 - C)$$

avec $A = a + \max(3 - Ep ; 0)$ **Eq. II-8**

$$B = a - \max(3 - Ep ; 0) \cdot (-0,025 \cdot b - 0,05) + (Uad - 3) \cdot \alpha$$

$$C = 0,9 - 0,05 \cdot \alpha \cdot (Uad - 3)$$

Trois paramètres de sol sont définis :

- a, un paramètre sans dimension qui contrôle la pente de la décroissance du rapport $\frac{EvaP_{sol}}{ETP^{\circ}}$ en fonction de l'humidité de surface ;
- b, un paramètre sans dimension relié à la localisation du point d'inflexion sur l'axe θ_{surf} ;
- α , un paramètre ($s \cdot m^{-1}$) caractérisant l'inverse de la vitesse du vent (Uad) dans la relation $\frac{EvaP_{sol}}{ETP^{\circ}} = f(\theta_{surf})$.

Ce modèle donne des résultats corrects en climat tempéré mais a l'inconvénient de nécessiter des données d'humidité de surface (ou obtenues par un couplage avec un modèle de transfert), ou leur estimation à partir de bilans hydriques.

Trambouze (1996) présente deux modèles pour estimer l'évaporation du sol nu sous couvert de vigne.

Le modèle Van Keulen (1975) s'apparente au modèle de Chanzy et Bruckler (1993) présenté précédemment. Il relie de façon empirique l'évaporation du sol ($EvaR_{sol}$) à l'humidité de surface et à l'évaporation potentielle :

$$EvaR_{sol} = ETP^{\circ} \cdot \left(a + b \exp\left(-\frac{c}{S_s}\right) \right)$$
Eq. II-9

avec S_s , taux de saturation de la couche de surface, $S_s = \frac{\theta_{surf} - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$.

a, b, c sont des paramètres empiriques à estimer :

- a représente le niveau minimal lorsque le sol est à son humidité la plus basse.
- b est la pente de la décroissance d'évaporation du sol du niveau maximal au niveau minimal.
- c représente le délai entre le moment où l'évaporation du sol est maximale et celui où elle commence à décroître.

Tout comme le modèle de Chanzy et Bruckler (1993), ce modèle nécessite le suivi de la teneur en eau de surface, ou son calcul à partir de bilan hydrique. Trambouze

(1996) a montré que le modèle de Van Keulen (1975) donnait les meilleurs résultats dans un climat méditerranéen. Il est peu sensible à la qualité de l'évaporation potentielle calculée, avantage considérable quand la précision n'est pas connue.

Le modèle de Ritchie (1972) fonctionne sur une analogie réservoir basée sur deux phases :

1. tant qu'un seuil fixé (U), n'est pas atteint, l'énergie est le facteur limitant, et l'évaporation réelle du sol vaut l'évaporation potentielle :

$$\text{EvaR}_{\text{sol}} = \text{ETP}^{\circ} \text{ tant que } \sum \text{EvaR}_{\text{sol}} \leq U$$

2. quand le seuil (U) qui correspond en fait à la somme de l'évaporation, est atteint, l'humidité du sol devient le facteur limitant et l'évaporation du sol décroît en fonction du temps écoulé depuis la dernière pluie :

$$\sum \text{EvaR}_{\text{sol}} = A \cdot \sqrt{t} \text{ si } \sum \text{EvaR}_{\text{sol}} > U \quad \text{Eq. II-10.}$$

Les paramètres U et A sont reliés au type de sol de façon stable quoique selon Brisson et Perrier (1991), A déduit d'expérimentations de terrain, dépend de l'évaporation potentielle. Le pas de temps est journalier.

Ce modèle nécessite peu de paramètres et est facile à mettre en œuvre. Cependant il présente une difficulté pour prendre en compte la réinitialisation du réservoir après une pluie.

L'ensemble des modèles présentés ci dessus a été écarté au profit du modèle de Brisson et Perrier (1991). En effet, le calage de paramètres empiriques ou la détermination de seuil d'évaporation sont moins attractifs que l'approche énergétique proposée dans le modèle de Brisson et Perrier (1991), qui est présenté ci dessous.

II.5.4.2. Le modèle de Brisson et Perrier (1991)

Le modèle semi-empirique présenté par Brisson et Perrier, (1991), est basé sur le bilan de masse de la surface évaporante du sol. La quantité d'eau évaporée du sol est liée à l'épaisseur de la couche de surface du sol et de l'intensité du processus évaporant. Le schéma de l'algorithme relie trois équations de base et effectue des hypothèses simplificatrices.

1. l'évaporation calculée au jour j est déterminée par :

$$\text{EvaR}_{\text{sol}} = \lambda \cdot (\theta(j) - \theta_r) \cdot X(j) + \lambda \cdot q(j) \quad \text{Eq. II-11}$$

avec $\theta(j)$ humidité du sol, λ chaleur latente de vaporisation, $X(j)$ l'épaisseur de la couche de surface, q est la densité de flux du transfert superficiel sol/eau (supposé constant sur le pas de temps de calcul) au jour j

2. l'épaisseur de la couche du sol est fonction de la résistance de surface du sol (r_s) et du coefficient de diffusion de la vapeur d'eau dans la couche sèche du sol (D°) :

$$X(j) = D^{\circ} \cdot r_s(j) \quad \text{Eq. II-12}$$

3. l'évaporation du sol peut aussi être liée à l'évaporation potentielle en introduisant des termes de résistance, formule classique de Penman-Monteith :

$$\text{EvaR}_{\text{sol}} = \frac{\text{ETP}^\circ}{1 + \frac{\gamma}{\Delta + \gamma} \cdot \left(\frac{r_s}{r_a} \right)} \quad \text{Eq. II-13}$$

Hypothèse simplificatrice :

q est négligé devant l'évaporation du sol cumulée, hypothèse généralement vérifiée exceptée quand la demande évaporative est faible, spécifiquement en hiver, et sauf dans le cas d'un couvert dense comme l'herbe mais tout à fait applicable au cas du sol nu.

(II.11)+(II.12) conduit à :

$$\text{EvaR}_{\text{sol}} = \lambda \cdot (\theta(j) - \theta_r) \cdot r_s(j) \cdot D^\circ \quad \text{Eq. II-14}$$

En substituant r_s dans (II.13) par (II.14), on obtient :

$$\text{EvaR}_{\text{sol}} = \text{ETP}^\circ \cdot \left[1 + \left(\frac{\gamma}{\Delta + \gamma} \right) \cdot \frac{\text{EvaR}_{\text{sol}}}{\lambda \cdot (\theta(t0) - \theta_r) \cdot r_a \cdot D^\circ} \right]^{-1} \quad \text{Eq. II-15}$$

En posant

$$A = \frac{1}{2} \cdot \frac{\Delta + \gamma}{\gamma} \cdot \lambda \cdot (\theta(t0) - \theta_r) \cdot r_a \cdot D^\circ \quad \text{Eq. II-16}$$

Le paramètre A est détaillé en annexe 1.

En résolvant l'équation (II.15) du second degré, on obtient l'évaporation potentielle du sol :

$$\text{EvaR}_{\text{sol}} = \sqrt{2A \cdot \text{ETP}^\circ + A^2} - A \quad \text{Eq. II-17}$$

L'algorithme retenu est présenté au chapitre IV.3.1.

II.6. Eléments de modélisation de l'absorption azotée

A ce jour, aucun modèle n'a été recensé qui puisse déterminer la demande azotée de la vigne à un pas de temps journalier ou à l'échelle saisonnière. La difficulté réside dans la spécificité de la culture qui est pérenne, et non annuelle comme dans le cas des cultures de maïs ou de blé, ... intégrées dans les modèles de type CERES (Jones et Kiniry, 1986), EPIC (Sharpley et Williams, 1990)...

En fait, sur le plan agronomique, peu de modèles permettent d'associer production végétale et prélèvement azoté. Nous nous sommes dirigés vers le modèle STICS (Brisson et INRA, 1999), un des seuls modèles qui présente cette originalité. La vigne n'appartient pas encore aux cultures de référence dans le modèle, mais sa plate de forme est suffisamment ouverte pour sa prise en compte. Dans le cadre de notre troisième objectif (meilleures connaissances du système atmosphère-vigne-sol), nous nous proposons d'adapter le modèle STICS au cas particulier de la vigne en déterminant un nouveau jeu de paramètre.

La détermination de la demande azotée de la vigne est obtenue par calage des paramètres du modèle toujours en cours de développement par l'INRA, grâce à la collaboration de l'équipe de l'INRA de Laon (B. Mary et G. Ponsardin) et au travail de

Hennequin (2000). Son adaptation à la vigne nous a permis aussi de participer au groupe de réflexion STICS et de contribuer au développement de ce modèle.

II.6.1. Le modèle STICS (Brisson et al., 1998; Brisson et INRA, 1999)

STICS (Simulateur multIdisciplinaire pour les Cultures Standard) est un modèle fonctionnel de simulation du fonctionnement des cultures, dans le système sol-plante-atmosphère, du semis à la récolte, au pas de temps journalier. Les variables d'entrée sont relatives au climat, au sol et au système de culture. Les variables de sorties présentent la production végétale (quantité, qualité) et les bilans environnementaux (hydriques et azotés). Une présentation complète du logiciel est exposée en annexe 5.

STICS intègre sept modules différents : un premier ensemble de trois modules traite de l'écophysiologie des parties aériennes (développement, croissance aérienne et élaboration du rendement) ; un second ensemble de quatre modules traite du fonctionnement du sol en interaction avec les parties souterraines des plantes (croissance racinaire, bilan hydrique, bilan azoté, transfert). A l'interface se trouve un module de gestion des interactions entre les techniques culturales et le système sol-culture (figure II-10).

STICS permet de suivre toutes les composantes des bilans azotés et hydriques. Cependant, pour notre système nous sommes plutôt intéressés par le module agronomique, production végétale.

La version « cultures associées » de STICS, ou STICS – APC (développée à l'unité Agro-Pédo-Climatique du centre de recherche Antilles-Guyane de l'INRA) a permis un champ d'adaptation encore plus large, par les possibilités d'application du modèle à des cultures associées, ou ligneuses, ou disposées en rangs, ou par la prise en compte de spécificités du milieu tropical. Malgré le côté « culture-associée », cette version n'a pas été utilisée.

Si au départ STICS était conçu pour le blé et le maïs, le caractère évolutif du modèle a toujours été privilégié : son caractère modulaire a pour but de faciliter les évolutions ultérieures, les fonctions utilisées ont été choisies pour leur qualité générique, ce qui permet de les appliquer à diverses cultures. C'est pourquoi il semblait intéressant pour le collectif STICS de développer le paramétrage pour une culture pérenne telle la vigne. Aucun travail de modélisation, pour ce logiciel, n'est prévu.

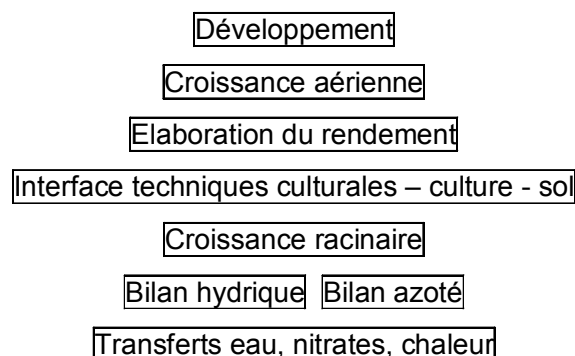


Figure II-10 : Organisation modulaire de STICS, (Brisson and INRA, 1999).

II.6.2. Pour la vigne

Le travail s'oriente sur un nouveau paramétrage de la vigne dans le logiciel STICS. Les nombreux paramètres à renseigner sont déterminés à partir de données bibliographiques (vues dans le paragraphe II.2.), à dire d'expert, à partir de mesures expérimentales et enfin par défaut sur la seule plante pérenne paramétrée qu'est le *Gliricidia*.

Les fichiers de paramétrage à renseigner correspondent aux fichiers plante et technique qui comprennent respectivement 107 et 60 paramètres.

Il est aussi nécessaire d'adapter les données généralement utilisées pour les grandes cultures céréalières à la culture de la vigne et de générer un fichier d'indices foliaires (LAI), par l'intermédiaire d'un module spécifique intégré. Ce module permet de générer un fichier continu de valeurs de LAI, en réalisant une interpolation à partir de valeurs observées discontinues dans le temps.

II.6.3. Pour l'herbe

Les plantes fourragères comme le ray-grass sont déjà paramétrées dans la version 4.0 de STICS. Cependant, les simulations sont orientées production végétale pour l'alimentation du bétail et non pour un couvert type piège à nitrate. Les différences se situent au niveau des itinéraires techniques (stratégie de coupe). Nous pouvons alors constater que la culture fourragère peut immobiliser une forte quantité annuelle d'azote (400 kg/ha).

Dans notre cas, nous basons notre détermination de l'absorption azotée du couvert herbacé sur les travaux de Gringue (1995), qui a esquissé une méthode pour quantifier l'absorption d'azote en parcelle de vigne enherbée, et de Lemaire et Salette (1984) et Justes *et al.* (1994) qui ont spécifiquement étudié les plantes herbacées.

Gringue (1995) a montré qu'il est possible d'évaluer l'azote prélevé par l'herbe à partir de la connaissance de la biomasse aérienne produite par les plantes. Cette biomasse aérienne produite peut être déterminée avec le taux de couverture, qui est alors considéré comme un indicateur du niveau de la biomasse aérienne produite par le couvert. Il devient alors évident que pour que la couverture herbacée puisse prélever l'azote du sol, il est nécessaire que la plante choisie produise beaucoup de biomasse et présente un couvert jeune et à fort taux de couverture.

L'absorption azotée peut être reliée à la production de matière sèche (ou biomasse aérienne) par les relations allométriques et les courbes de dilution en condition d'offre en azote non limitant (Lemaire et Salette, 1981, 1984 ; Justes *et al.*, 1994).

Pour la croissance végétative, Lemaire et Salette (1984) ont pu établir une relation allométrique unique entre production de matière sèche et prélèvements d'azote :

$$N_{\text{abs}} = 10a \cdot MS^{1-b} \qquad \text{Eq. II-18,}$$

avec N_{abs} représentant le prélèvement d'azote, MS (t/ha) la matière sèche, $10a$ la quantité d'azote nécessaire à la formation de la première tonne de matière sèche,

(1-b) le coefficient d'allométrie¹ entre prélèvement d'azote et croissance (rapport entre les vitesses relatives). Pour une production entre 1 et 6 t/ha, les auteurs donnent les coefficients $a=4.79$ et $b=0.324$.

Cette relation permet d'exprimer les besoins instantanés d'azote par kg de matière sèche élaborée.

Pour la période reproductrice, l'absorption est beaucoup plus variable et difficile à modéliser, parce qu'elle dépend fortement de la climatologie et des actions anthropiques. Cependant il est admis de considérer comme globale la relation allométrique pour les deux phases de production.

Nous pouvons alors schématiser la méthodologie de détermination du prélèvement azoté par un couvert herbacé (figure II-11) :

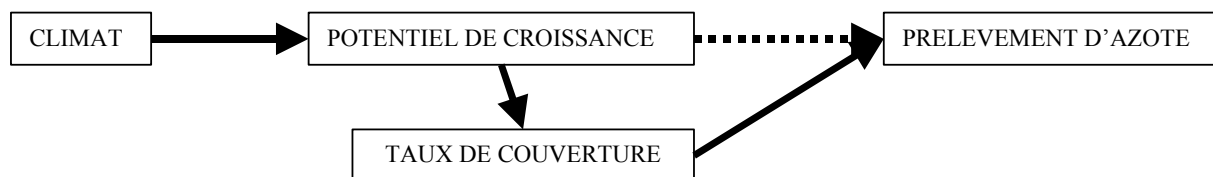


Figure II-11 : Relations causales de prélèvement azoté par un couvert herbacé.

II.7. Conclusion

Etudier les impacts de l'association vigne/herbe sur les bilans hydriques et azotés impose une connaissance des espèces présentes allant au delà des notions de production végétale et s'intéressant aux mécanismes complexes de développement végétatif propre.

Dans ce système, nous distinguons la vigne, espèce dominante, et l'herbe, espèce dominée, dont les cycles végétatifs sont bien décrits. Les interactions directes des espèces entre elles se situent à plusieurs niveaux, de l'interception des rayons lumineux à la structure racinaire. Les mécanismes de transpiration et d'absorption en sont ainsi modifiés, démontrant la grande adaptabilité des espèces végétales. Les interactions induites par cette association ont des conséquences qui, du point de vue du viticulteur, se classent en deux catégories : les effets souhaités, c'est-à-dire, la réduction du ruissellement et de l'érosion au profit de l'infiltration, la modification de la structure du sol, l'amélioration des conditions sanitaires de la vigne (viguer, attaque parasitaire), et les effets non souhaités : baisse de rendement et de qualité si la gestion de l'enherbement est mal maîtrisée, concurrences hydriques et azotées non quantifiées.

Au niveau environnemental, l'enherbement est reconnu pour son rôle de piège à nitrate, rôle très efficace pour réduire les concentrations de nitrates dans les eaux de percolation. Mais il ne doit pas cacher les deux problèmes majeurs liés à son utilisation et dont la connaissance et la quantification sont les meilleurs moyens de les maîtriser :

¹ [déf : Mode de croissance selon lequel diverses parties d'un individu se développent à des vitesses différentes. La relation d'allométrie proposée par J.S. Huxley rend compte des phénomènes de croissance, et elle se présente sous la forme $y = K x^a$]

- l'herbe représente un potentiel polluant à retardement, l'azote organisé dans la biomasse herbacée est toujours présent dans le système, qu'une mauvaise gestion pourrait laisser lessiver ;
- la diminution des quantités d'azote lessivé par piégeage dans la biomasse herbacée s'accompagne d'une diminution de la quantité d'eau drainée par évapotranspiration du couvert herbacé.

Ne perdons pas de vue que les fuites de nitrates sous une parcelle résultent de la conjonction de plusieurs faits :

- d'une part, la fourniture naturelle d'azote par le sol est souvent supérieure aux besoins de la vigne et elle est parfois accentuée par des apports de fertilisants azotés superflus ;
- d'autre part, la période d'absorption maximale de la vigne est limitée aux mois de juin et juillet ;
- enfin, aux autres périodes de l'année, l'absence d'un couvert végétal ne permet pas l'absorption de nitrates que le sol continue de produire.

Il apparaît clairement que la végétation réduit les pertes en nitrate en prélevant ce qui est nécessaire à sa croissance, notamment en période hivernale, durant laquelle le drainage est maximal. Dans le cadre de ce travail, nous nous proposons de vérifier, par une expérimentation de terrain, les propriétés d'une association vigne/herbe, énoncées précédemment et de les reproduire au moyen de la modélisation mécaniste par la simulation du cas observé.

Autant les cycles et bilans annuels des espèces prises indépendamment l'une de l'autre sont bien décrits, autant l'association à un pas de temps journalier n'est pas étudiée. Nous proposons donc de fusionner les descriptions des deux espèces. Pour approcher ces changements de dynamiques azotées et hydriques, l'intérêt de la modélisation et les observations *in situ* sont essentielles.

L'association des modules de détermination des pertes en eau par transpiration de la vigne (modèle de Riou), d'évaporation du sol nu (modèle de Brisson) d'une part, et d'évapotranspiration du couvert herbacé (modèle FAO) d'autre part, devrait fournir au pas de temps journalier les prélèvements hydriques potentiels du système global, qui serviront de données d'entrée au modèle SWMS_3D.

Le logiciel STICS semble le meilleur outil de simulation des demandes azotées de la vigne, nécessitant un paramétrage et un calage préalables. L'absorption hydrique azotée du couvert herbacé, dont les éléments de modélisation sont issus du logiciel, est directement dépendante de son développement dûment observé.

Nous avons ainsi à disposition tous les outils de détermination et de simulation à mettre en œuvre pour générer les fonctions de prélèvements hydriques et azotés (termes puits/source) indispensables comme variables d'entrées du modèle SWMS_3D.

Chapitre III : Le site expérimental

Après la partie bibliographique qui a défini le contexte scientifique de l'étude au niveau de la science du sol et de l'agronomie, et a déterminé les variables indispensables au suivi des bilans hydriques et azotés d'une parcelle de vigne, nous allons détailler le site expérimental ainsi que les capteurs mis en place.

Mettre en place un suivi de terrain nécessite des études préliminaires, tant du point de vue des objectifs réels du suivi que du choix des équipements. Dans notre cas, les principaux objectifs recensés portent sur la quantification effective de l'impact de l'enherbement sur le transfert des nitrates au niveau d'une parcelle de vignoble, une meilleure connaissance des relations vigne/herbe et sol/plante, et enfin l'implantation d'un site de démonstration des mesures agri-environnementales pour le public viticole.

La quantification effective ne peut se faire que par comparaison entre un site témoin et un site expérimental, toute chose étant égale par ailleurs : il s'agit d'une contrainte forte.

La meilleure connaissance des relations vigne/herbe et sol/plante impose de faire un suivi régulier (le plus fin possible), des mesures des paramètres définis comme indispensables lors de l'étude bibliographique, avec une représentativité validée (multiplication des points de mesure).

La promotion du site comme site de démonstration pour le public viticole peut être assurée par un organisme ou propriétaire viticole coopérant (collaborateur ou associé, qui accepte l'intrusion d'une équipe de chercheurs sur ses parcelles) déjà reconnu auprès de la profession. Le Lycée d'Enseignement Général et Agricole (LEGTA) de Rouffach (Haut-Rhin, France) est déjà un site de démonstrations reconnu auprès de la profession viticole, des essais de la Chambre d'Agriculture du Haut-Rhin, de l'INRA, du Service Régional de la Protection des Végétaux de la DRAF. C'est ainsi que le LEGTA de Rouffach et l'ENGEES ont décidé de collaborer pour la mise en œuvre d'un site expérimental.

Une fois le site d'étude défini, nous présentons la séquence topoclimatique concernée, une analyse exhaustive de la pédologie, des paramètres hydrodynamiques et une analyse des couverts végétaux. La deuxième partie du chapitre traite de l'instrumentation mise en place. Elle présente le matériel.

Nous nommons site l'ensemble des parcelles appartenant au LEGTA dans le bassin versant du Horhain situé sur la commune de Rouffach, les parcelles correspondent aux parcelles de vigne étudiées au sein du site expérimental.

III.1. Le vignoble alsacien

Le vignoble d'Alsace s'étend du Sud au Nord de la région Alsace sur une longueur de 130 km depuis Thann jusqu'à Nordheim. Il atteint son maximum de développement dans la région de Colmar. Plus au nord, le vignoble devient discontinu. Quelques secteurs persistent cependant jusqu'à la frontière allemande, notamment au niveau de Wissembourg, avec le vignoble de Cleebourg.

Le vignoble occupe d'Ouest en Est trois grandes unités géomorphologiques (Party, 1990, Lebon, 1993) :

- la montagne vosgienne
- les collines sous-vosgiennes
- la plaine du Rhin.

La vigne est généralement plantée entre 200 et 350 mètres d'altitude (exceptionnellement jusqu'à 450 m).

Sa superficie atteint environ 15 000 hectares dont 14 400 en production A.O.C. (Appellation d'Origine Contrôlée), [données recueillies par le Conseil Interprofessionnel des Vins d'Alsace (C.I.V.A.), pour les années 1997-98]. Il compte une dizaine de cépages différents : Gewurztraminer, Riesling, Tokay Pinot Gris, Muscat Ottonel et Muscat d'Alsace, Sylvaner, Pinot Blanc, Pinot Noir, Auxerrois et Chasselas.

L'espacement entre les souches est d'environ 1.40 m, et l'écartement entre rangs de 1.5 à 2 m. Ceci donne une densité de 3 000 à 5 000 pieds de vigne à l'hectare. La vigne, taillée sur deux arcures (double-guyot), est conduite sur 5 fils sur une hauteur totale de 2 m.

III.2. Le site de Rouffach

En Alsace, le LEGTA de Rouffach (figure III-1) présente tous les avantages présentés en introduction et met à notre disposition deux parcelles sur son domaine viticole dit du Hohrain.

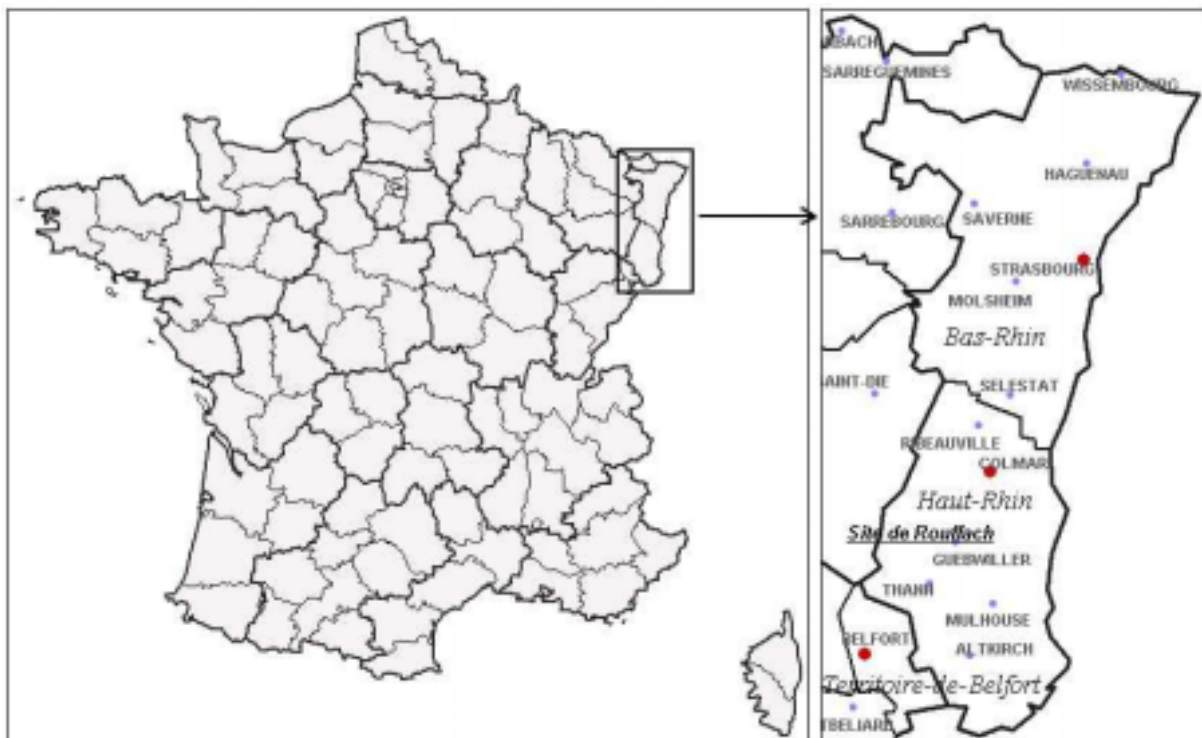


Figure III-1 : Localisation du village de Rouffach (68, France).

Nous replaçons le domaine du Hohrain dans le contexte du vignoble alsacien. Les différents étages des paysages viticoles alsaciens correspondent aux montagnes

vosgiennes (supérieur à 450 m), aux collines sous-vosgiennes (200-400m), à la plaine du Rhin (150-230 m) et les levées limoneuses de la plaine du Rhin et placages sur les collines sur lesquelles se situe le site de Rouffach.

Parmi la diversité pédologique qui caractérise les paysages viticoles alsaciens (se reporter à Party, (1990), le site appartient aux terrains loessiques, de pentes faibles à moyennes (2 à 15%) en prolongement des collines.

Nous présentons le bassin versant, les parcelles expérimentales, puis les caractéristiques du site.

III.2.1. Le bassin versant

Le bassin versant d'étude est situé au nord de Rouffach (Latitude : 47°57'9 N ; Longitude : 007°17'3 E ; Altitude station Météo : 284 m), sur le domaine dit du Hohrain, à 15 km au Sud/Sud-Ouest de Colmar (figure III-2).

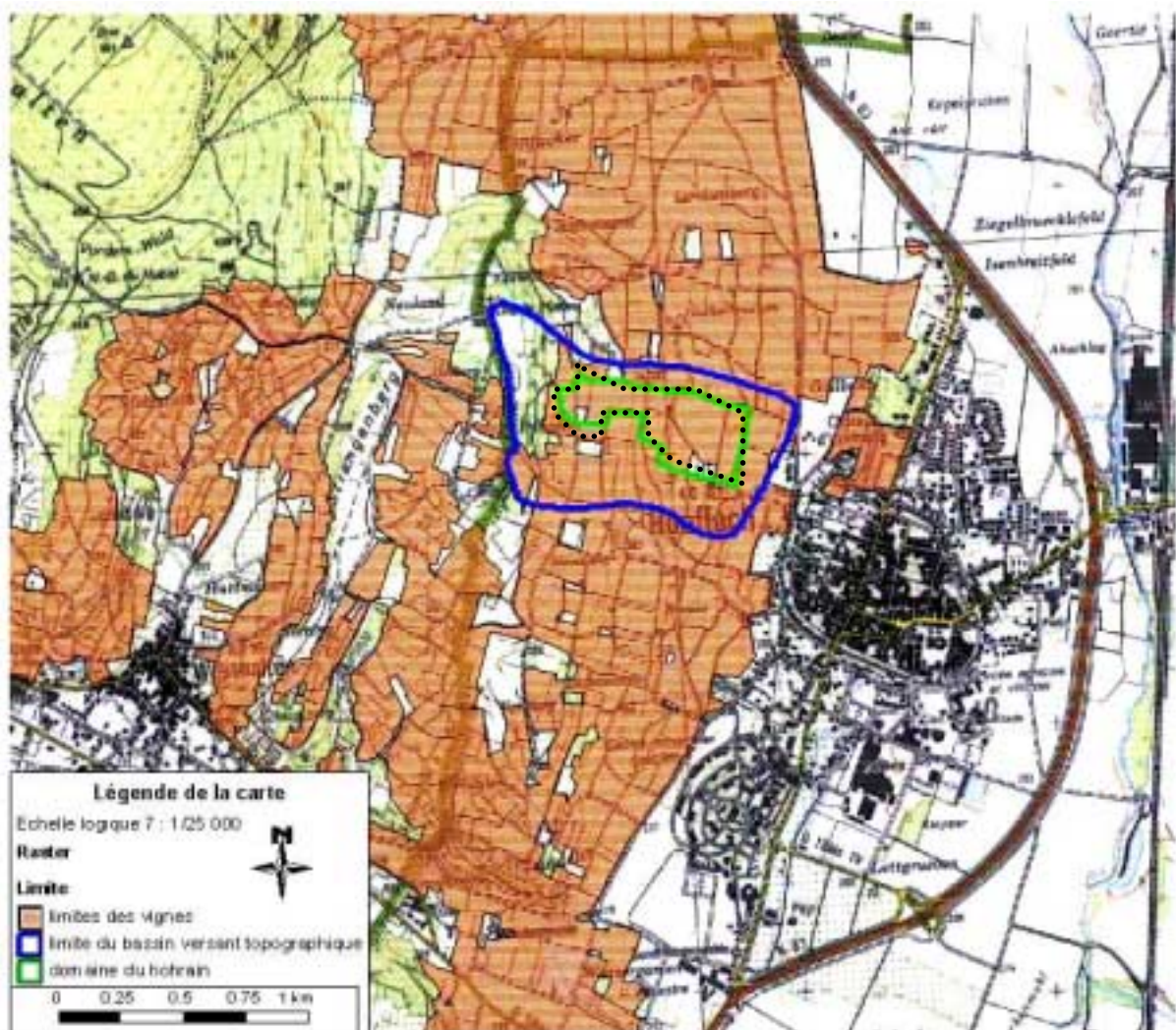


Figure III-2 : Bassin versant du LEGTA de Rouffach (68, France), Source (Fond de Carte : IGN n°3719, Occupation du sol : Corin Land Cover, Délimitation : ENGEES)

La surface du bassin versant topographique a été évaluée à 61.5 ha et la surface du bassin versant hydraulique à 40.7 ha. Les altitudes varient de 230 à 370 m. Sa longueur moyenne vaut 888 m et sa largeur moyenne 446 m. Sa pente moyenne est de 15%. Son orientation est Sud-Est. Toutes les caractéristiques se trouvent dans le

tableau III-1 (Duploux, 1998). Une distinction entre bassin versant topographique et bassin versant hydrologique est nécessaire car le site se trouve en zone rurale anthropisée (prise en compte des chemins imperméables, des fossés, ...).

Ce bassin versant est situé dans la zone définie par le Piémont.

L'occupation du sol est en grande majorité constituée par le vignoble, avec quelques prairies et des vergers. Le Domaine de l'Ecole, appartenant au LEGTA, s'étend sur 13 ha d'un seul tenant représentant la majorité de la surface cultivée en vignoble.

	Bassin Versant Topographique (BVT)	Bassin Versant Hydrologique (BVH)
Surface A (ha)	61.44	40.67
Périmètre P (m)	3496.91	3294.60
Longueur maximale (m)	1235	1235
Largeur maximale (m)	606	506
Indice d'allongement	2.04	2.44
Longueur moyenne (m)	888	823
Largeur moyenne (m)	446	327
Altitude maximale (m)	≈ 375	≈ 375
Altitude minimale (m)	230	230
Dénivelé (m)	130.57	123.81
Pente moyenne (%)	15 %	14 %
Orientation	Sud-est	Sud-est
Drainage	<ul style="list-style-type: none"> • Non permanent, présence de chenaux d'écoulement d'origine anthropique 	
Caractéristiques géologiques	<ul style="list-style-type: none"> • Loess würmien dans la partie aval et conglomérats, et Marnes interstratifiées à dominante de galets du Muschelkalk et du Buntsandstein. 	
Occupation du sol	<ul style="list-style-type: none"> • Vignoble en grande majorité, quelques prairies et vergers. 	

Tableau III-1 : Caractéristiques physiques et morphométriques des bassins versants topographique et hydraulique de Rouffach, (68, France) (Duploux, 1998).

Du point de vue géologique, Rouffach s'inscrit dans le champ de fractures de Guebwiller dont les 2 axes principaux ont donné naissance à des vallons à flancs abrupts allongés Nord-Sud (vallons d'Orschwihir et de Westhalten). Plus spécifiquement, sa géologie est caractérisée par du loess würmien dans la partie aval, par des conglomérats et marnes interstratifiées à dominante de galets du Muschelkalk et du Bruntsandstein.

III.2.2. Le contexte climatique

Rouffach est sous l'influence des grandes tendances climatiques de la région Alsace : il s'agit d'un climat à influence continentale, caractérisé par des hivers froids (1°C en moyenne en janvier), et des étés chauds (20°C en moyenne en juillet) accompagnés d'orages. La distinction entre pluie et orage est basée principalement sur les intensités.

Les températures moyennes annuelles se situent autour de 10-11°C. L'amplitude de 18°C caractérise bien la tendance continentale.

La zone autour de Colmar dans laquelle se trouve Rouffach présente une anomalie pluviométrique due à l'effet de foehn. La pluviosité y est plus faible que dans le reste de la région (550 à 600 mm annuels dans la poche dite de Colmar, contre 600 à 800 mm annuels en Alsace). Cette particularité convient à l'un des objectifs du travail qui consiste à tester l'enherbement dans des conditions expérimentales de stress hydrique.

Le Domaine du Hohrain dispose d'une station automatique météorologique reliée au réseau MétéoFrance, depuis 1987 (figure III-3). Cette station de type MIRIA 5 paramètres, mesure au pas de temps de 6h, les données de température, rayonnement, humidité relative, précipitations et vent. Ces paramètres journaliers permettent de déterminer par le calcul (car non disponible sur la station) l'évapotranspiration de référence.



Figure III-3 : Station météorologique du domaine du Hohrain (Rouffach, 68, France).

III.2.2.1. La pluviométrie

Une étude des précipitations de 1946 à 1998, en regroupant l'ensemble des données disponibles à la station météorologique du domaine ainsi qu'aux alentours du site de Rouffach, soit quatre stations au total (Grégoire-Himmler, (1998).

La pluviométrie annuelle moyenne du site vaut 586 mm (tableau III-2), avec une variation interannuelle illustrée à la figure III-4.

PLUVIOMETRIE		
Moyenne	586 mm	
Ecart type	99.8 mm	
Maximum	779 mm	1995, année la plus humide depuis 50, en 1998
Minimum	361 mm	1953, année la plus sèche depuis 50 ans

Tableau III-2 : Caractéristiques de la pluviométrie annuelle de Rouffach de 1946 à 1998.

La répartition mensuelle des pluies montre que l'année peut être scindée en deux saisons distinctes (classique en hydrologie) : l'Eté et l'Hiver. Ce découpage est motivé aussi par l'introduction de la notion de saison végétative, que nous avons présentée au Chapitre II, parallèle au cycle de la vigne. L'été est plus pluvieux que l'hiver (35% en moyenne). Cependant la pluviométrie de l'été présente les plus forts écarts types, ce qui témoigne de la forme orageuse de la pluie (forte intensité sur une période courte). Alors que généralement, les pluies hivernales sont plutôt diffuses (faible intensité, sur une longue période).

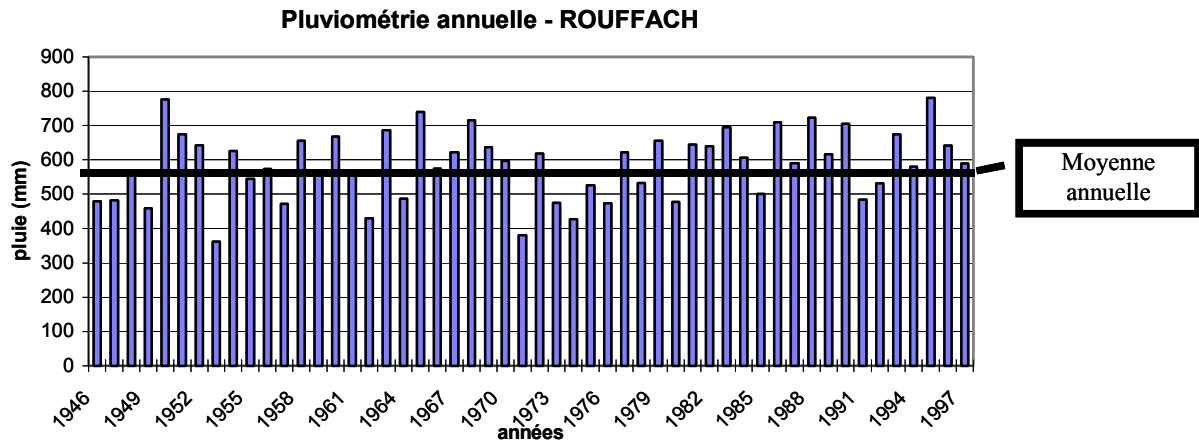


Figure III-4 : Précipitations annuelles de 1946 à 1997, site de Rouffach (Grégoire-Himmler, 1998).

Le mois le plus pluvieux, en moyenne, est le mois de juin (66 mm), et le mois le moins pluvieux est le mois de mars (34 mm).

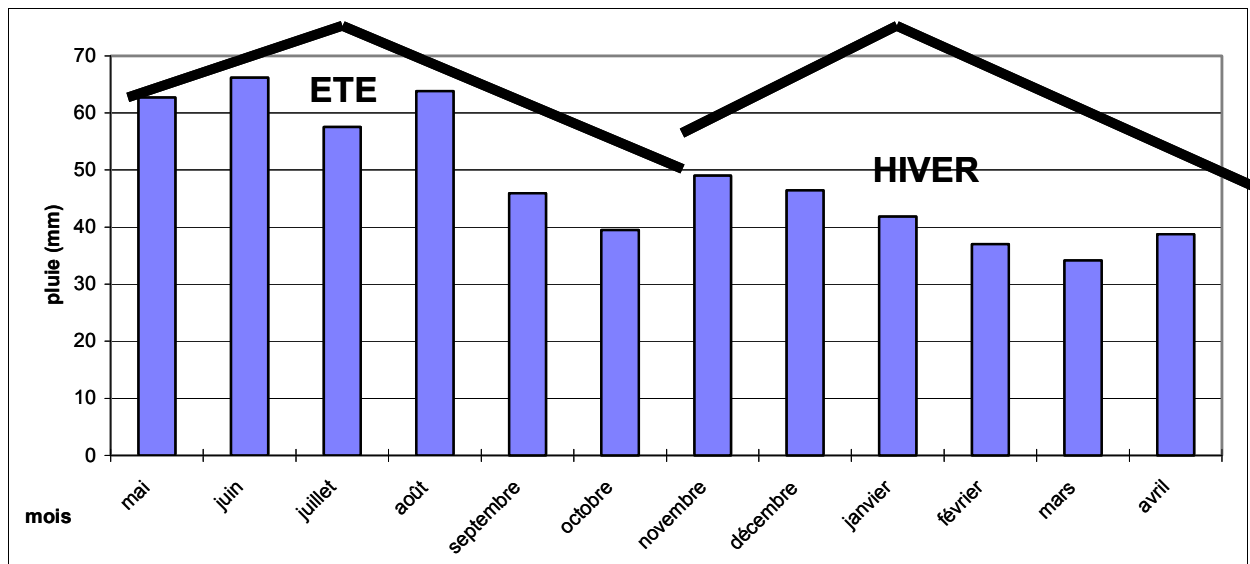


Figure III-5 : Précipitations mensuelles moyennes de 1946 à 1998, site de Rouffach (68, France).

III.2.2.2. Caractéristiques climatiques des années 1998-1999-2000

Nous découpons et commentons l'année météorologique selon les deux saisons prédéterminées pour la pluviométrie, et classiquement pour le commentaire des températures.

La figure III-6 compare les pluviométries des différents mois de l'année, pour la période de suivi expérimental (1998-2000) et la moyenne (1946-1997). De grandes variations intra et inter-annuelles s'observent et sont discutées dans la suite.

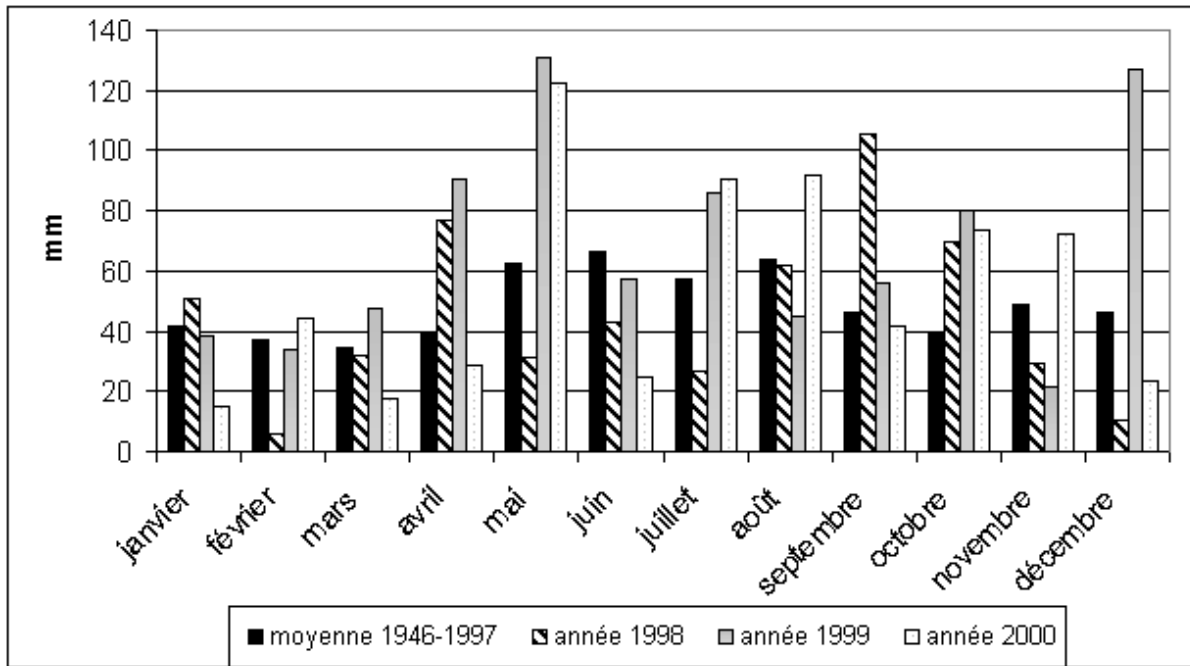


Figure III-6 : Pluviométries mensuelles des années 1998, 1999, 2000, comparées à la moyenne, sur le site de Rouffach (68, France)

III.2.2.2.1 Hiver et été 1998

Globalement l'année 1998 se rapproche d'une année climatique moyenne. La pluviométrie est légèrement inférieure à la moyenne calculée. La température moyenne est identique.

La répartition des pluies a été très inégale. L'hiver (janvier, février, mars) a été proche d'un hiver moyen excepté au mois de février (5.6 mm contre 37 mm), ce qui a donné une pluviométrie de 88 mm contre 113 mm en moyenne. Si nous prenons en compte toute la période hiver (octobre 97 à mars 98) le cumul des pluies est légèrement inférieur à la moyenne (230 mm contre 248 mm). Ceci peut donc engendrer un léger déficit hydrique potentiel et ainsi un manque dans le remplissage des réserves hydriques.

L'été a dans l'ensemble été sec, avec une période de sécheresse de plus de 20 jours au mois de mai (31.4 mm contre 62.6 mm) et avec de fortes chaleurs à la mi-août, la pluviométrie mesurée a été en dessous des moyennes calculées, sauf pour le mois d'août presque conforme aux caractéristiques moyennes.

Les mois pluvieux sont intervenus en avril et septembre, respectivement au début et à la fin de la période végétative (76.8 mm et 105 mm contre 38.8 mm et 45.9 mm en moyenne). Ainsi la saison été reste dans la moyenne pluviométrique (345 mm contre 335 mm).

III.2.2.2.2 Hiver 1998/1999 - été 1999

L'année 1999 est une année pluviométrique exceptionnelle, puisque le total des précipitations s'élève à 817 mm, soit 40% au dessus de la pluviométrie moyenne (586 mm). Le suivi météorologique des données de 1946 et 1997 a permis d'établir le record de pluviométrie sur les 50 dernières années à l'année 1995 avec 779 mm. L'année 1999 a pulvérisé ce record avec 817 mm. Il s'agit de l'année la plus pluvieuse des 53 dernières années. Sa période de retour est estimée à 70 ans !

Plus dans le détail, l'hiver a été conforme à la moyenne (229 mm contre 248 mm pour la période oct 98 à mars 99).

Le début de la période été (à partir d'avril), en revanche, a été particulièrement pluvieux (282 mm, pour avril-mai-juin 99 contre 167 mm en moyenne), notamment le mois de mai (dont la pluviométrie en 1999 est le double de la moyenne). Le reste de l'été, en bilan, est globalement identique (182 mm contre 167 mm).

Par contre la forme des précipitations est différente. En effet, généralement, les pluies estivales ont lieu sous forme orageuse (de forte intensité). Or en 1999, les pluies estivales étaient en majorité fines et de faible intensité (inférieure à 15 mm/j, en général.

Avec un total de 465 mm contre 335 mm en moyenne (soit +130 mm), la pluviométrie de l'été 99 n'engendre pas les mêmes stress hydriques.

Du point de vue température, l'année 1999 fut marquée par une température moyenne annuelle supérieure à la normale (+0.3°C), et par une température moyenne végétative (avril-septembre), très supérieure à la normale (+2°C). Ceci peut s'expliquer par un couvert nuageux supérieur en temps à la moyenne, en lien avec la pluviométrie exceptionnelle, donc des échanges thermiques moindres (effet de serre), d'où un réchauffement des températures.

III.2.2.2.3 Hiver 1999/2000 – été 2000

Le début de l'hiver 1999/2000 (à partir d'octobre 99) est lui aussi humide, 228 mm contre 134 en moyenne. Il a été observé, outre les pluies diffuses classiques de cette saison, deux épisodes orageux atypiques de plus de 30 mm, les 25/10/99 et 27/12/99 (tempête dite du siècle ! !).

Le début de l'année 2000, quant à lui, présente une pluviométrie inférieure à la moyenne. Cependant la pluviométrie de la période hiver 1999/2000 est excédentaire de 57 mm (305 mm contre 248 mm), assurant une bonne recharge de la réserve utile.

L'été 2000 n'est absolument pas conforme à la moyenne, du point de vue précipitations. Nous pouvons distinguer 2 périodes distinctes.

Malgré un mois de mai pluvieux (122 mm contre 66 mm en moyenne) avec deux épisodes orageux de plus de 25 mm, la période avril-juin 2000 est considérée par MétéoFrance comme une période de sécheresse, avec un déficit pluviométrique et un écart à la température moyenne positif (+3°C), (figures III-8 et III-9). D'ailleurs la vigne, à Rouffach, au 25/05/2000, avait trois semaines d'avance sur le stade phénologique normal constaté.

Puis suit une période très humide (juillet, août, septembre 2000). Les pluies comme pour l'été 99 sont considérées comme diffuses plutôt qu'orageuses. Finalement le cumul des précipitations s'élève à 399 mm contre 335 mm en moyenne, pour une évapotranspiration potentielle de 535 mm, soit un déficit climatique limité (136 mm) par rapport à une saison moyenne (déficit de 200 mm).

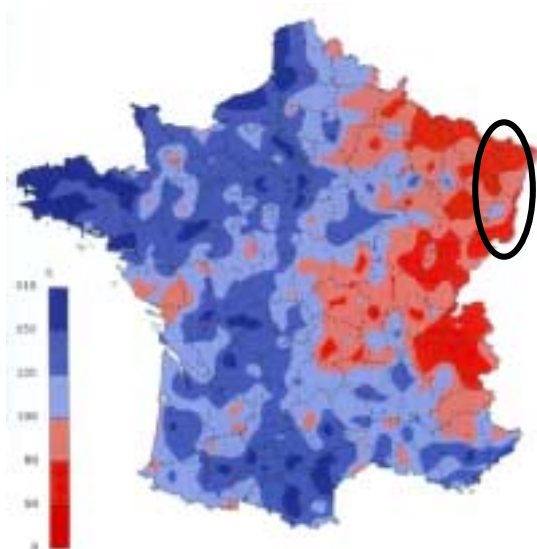


Figure III-7 : Rapport à la normale des précipitations (en %). Période du 01/04/2000 au 30/06/2000, (stations d'altitude <1000 m), (source MétéoFrance, (Bourdette, 2000))

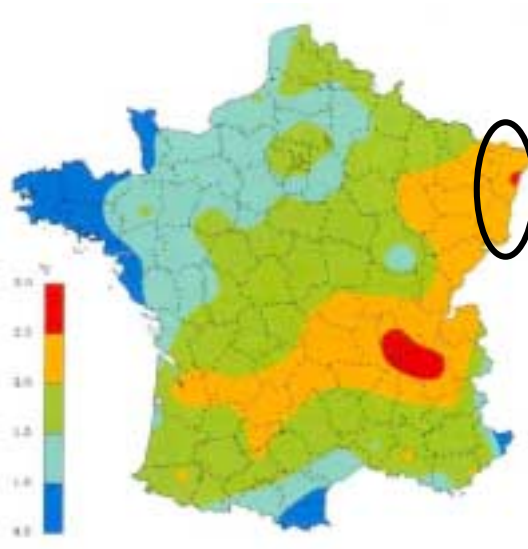


Figure III-8 : Ecart à la normale de la température moyenne. Période du 01/04/2000 au 30/06/2000, (stations d'altitude <500 m), (source MétéoFrance, (Bourdette, 2000))

III.2.2.3. Récapitulatif météorologique

Du point de vue climatique (tableau III-3), nous avons une année 1998 conforme à la moyenne climatique, une année 1999 particulièrement humide (la plus humide depuis 50 ans), mais avec un rayonnement conforme à la normale annuelle, et enfin une année 2000 à deux tendances (une période dite de sécheresse, suivant un hiver humide, et une période très pluvieuse), qui lui confèrent un classement au dessus de la moyenne (notamment pour le rayonnement et la température). Les deux dernières années ont eu des hivers considérés comme pluvieux remplissant les réserves du sol. Il est alors difficile d'observer des stress hydriques.

Année complète	Moyenne (1946-2000) Rouffach	1998 Rouffach	1999 Rouffach	2000 Rouffach
Pluviométrie (mm)	586	542	813	647.2
Rayonnement total (J/cm ²)	391625*	408202	404111	410051
ETP (mm)	N.C.	811	718	711
Température moyenne journalière °C	10-11	11	11.3	11.75
Période végétative (01/04 au 01/10)	Moyenne (1972-1991) Colmar	1998 Rouffach	1999 Rouffach	2000 Rouffach
Pluviométrie(mm)	335	345	465	399
Rayonnement moyen journalier (J/cm ² /j)	1697	1673	1681	1705
ETP (mm)	N.C.	618	561	580
Température moyenne journalière °C	15.3	16.5	17.3	16.8

Tableau III-3 : Récapitulatif des caractéristiques météorologiques des années 1998, 1999, 2000, comparées aux moyennes issues des stations climatiques de Rouffach et de Colmar. * moyenne calculée de 1991 à 2000.

III.2.2.4. Qualité de l'eau de pluie

Depuis début 2000, l'eau de pluie est recueillie pour être analysée. Il en ressort que la concentration moyenne en nitrate, sur la courte période de quatre mois, vaut 5 mg/l. Si nous admettons qu'elle est représentative et constante sur toute l'année, les apports d'azote par la pluie s'élèvent alors à 8 kg/ha/an.

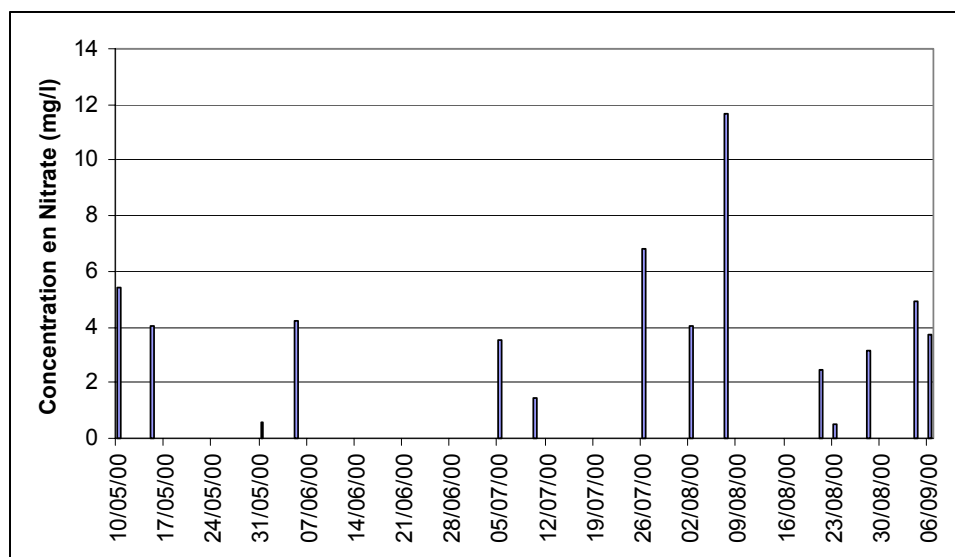


Figure III-9 : Evolution de la concentration en Nitrates de l'eau de pluie recueillie depuis mai 2000, sur le site de Rouffach (68, France).

III.3. Le choix des parcelles

Le suivi sur parcelle expérimentale a pour objectif d'évaluer *in situ* les effets du couvert herbacé sur les bilans hydriques et azotés mesurés. Ceci sous-tend d'établir une comparaison entre une parcelle subissant un itinéraire technique classique et une parcelle expérimentale enherbée un rang sur deux, tout chose étant égale par ailleurs.

Ainsi nous pouvons déterminer des critères de choix des parcelles d'étude :

1. La proximité des parcelles d'étude, assurant la similitude du contexte pédoclimatique,
2. La seule différence ne devant être que la pratique ou non de l'enherbement, pour d'autres raisons que celles du terroir, de la pédologie,
3. Les pratiques viticoles devant être installées suffisamment longtemps pour qu'un équilibre soit instauré,
4. A une distance raisonnable de la station météorologique, mais éloigné des voies de communication pour limiter les risques de vandalisme.

En accord avec M. Roth (responsable du domaine viticole du Lycée), nous avons choisi les parcelles de Riesling et de Tokay Pinot Gris (figure III-10). Les parcelles sont mitoyennes. La parcelle de Riesling est désherbée chimiquement pour des raisons d'itinéraire technique, dû à un écartement insuffisant (inférieur à 1.40 m) pour le passage d'engins motorisés. La parcelle de Tokay Pinot Gris est enherbée un rang sur deux depuis plus de quinze ans. Une présentation du site est détaillée dans la section qui suit les quelques précisions sur les parcelles de vigne.

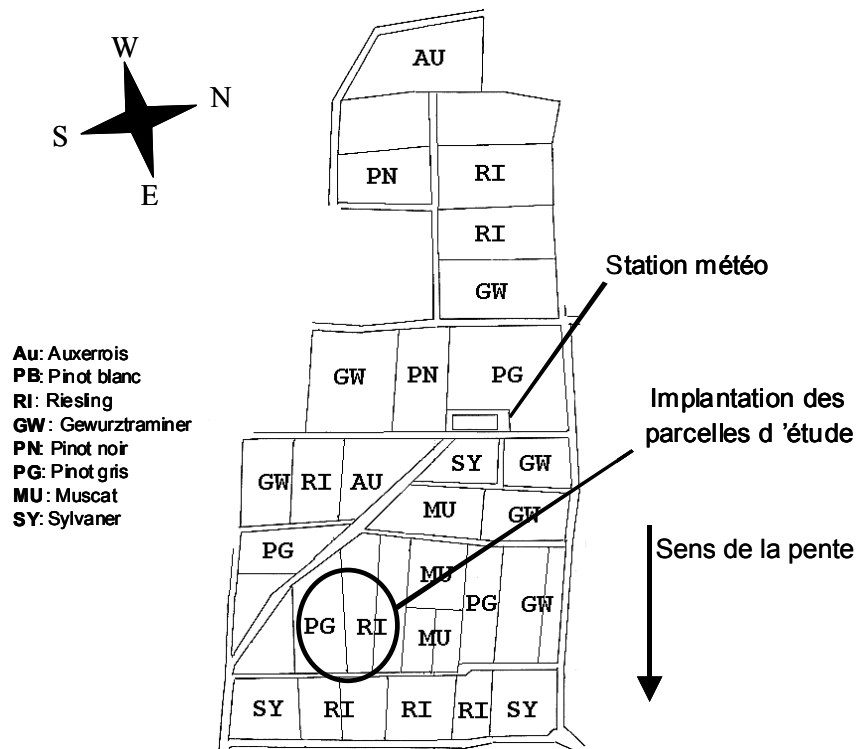


Figure III-10 : Schéma du vignoble du Domaine du Hohrain, avec choix des implantations des parcelles expérimentales.

III.3.1. Le cépage

Le cépage des vignes est différent d'une parcelle expérimentale à l'autre (Riesling en parcelle désherbée et Tokay Pinot Gris en parcelle enherbée). Cependant nous supposerons que la différence n'engendre de modification ni au niveau de la physiologie globale de la vigne, ni au niveau des prélèvements hydriques et azotés.

Le porte greffe (SO4) est commun aux deux cépages. Il présente cependant l'inconvénient de conférer une vigueur élevée au greffon, d'où un risque de retard de maturation. Il favorise également les carences en magnésium et le dessèchement de la rafle (Lebon, 1993).

III.3.2. L'âge des vignes

Les vignes choisies présentent un âge de 18 et 45 ans, respectivement pour la parcelle enherbée et la parcelle désherbée. La parcelle de Riesling pourrait être considérée comme vieille, cependant ses caractéristiques actuelles sont tout à fait convenables et similaires à celles du cépage Tokay Pinot Gris. Rappelons que le stade adulte est atteint pour des plantations âgées de 7 à 10 ans.

III.3.3. Mode de conduite et itinéraire technique

Le mode traditionnel est employé. La forme du couvert correspond à un palissage plan vertical « Guyot » double arcure. La densité de plantation moyenne dans la parcelle de Riesling est de 5500 pieds/ha et dans la parcelle de Tokay de 4500 pieds/ha. L'orientation est Sud/Sud-Est.

Sur la parcelle enherbée un rang sur deux, le rang travaillé subit le passage de la herse rotative généralement début mai, suivi d'un passage avec un broyeur couteaux

en Y qui a pour effet d'incorporer l'herbe et les sarments laissés sur place. Le rang enherbé subit selon les besoins un ou plusieurs fauchages. Sur le rang expérimental, les fauchages sont effectués de façon manuelle à la débroussailleuse.

La parcelle désherbée ne subit aucun travail de sol. Les sarments sont laissés sur place.

L'entretien de la vigne dans les deux parcelles impose en revanche de nombreux passages manuels ou d'engins. Nous recensons la taille pendant l'hiver, un ébourgeonnage en avril, un palissage en mai, plusieurs rognages en été, et enfin les vendanges fin septembre.

III.4. Le sol du site expérimental de Rouffach.

Le sol du Domaine de l'Ecole (figure III-11) est une vraie mosaïque pédologique à l'image de celle du Piémont Alsacien.

Des sondages préliminaires à la tarière avaient été effectués avant la mise en place des capteurs. Mais l'information la plus complète est fournie par l'étude de fosses pédologiques, que nous avons creusées en mai 1999. Précisons que une fosse a été creusée dans un rang enherbé de la parcelle enherbée et deux dans un rang désherbé chimiquement de la parcelle désherbée. Ces fosses ont permis d'obtenir, outre un profil pédologique, des profils racinaires, des profils de matière organique et d'azote et le prélèvement d'échantillon de sol. Le descriptif des fosses est en annexe 6, accompagné d'un tableau récapitulatif des analyses effectuées pour chaque fosse.

Il a été prélevé sur l'ensemble des trois fosses, 47 échantillons de la surface jusqu'à 3 mètres de profondeur. Ces échantillons ont été analysés pour l'étude granulométrique complète, et une caractérisation hydrodynamique du sol (milieu poreux).

Les analyses ont été effectuées au laboratoire du CEREG (responsable Mme. Trautman), entre les mois de mai et octobre 1999. Pour la description des méthodes d'analyse, le lecteur se reportera à l'ouvrage de Baize, (2000).

Les paramètres nécessaires manquant à la modélisation, ont été complétés par des analyses ponctuelles effectuées par la société d'analyse de sol « SADEF », et par une recherche bibliographique.

La toposéquence choisie est une formation sur limons d'apport éoliens, dont le mode de mise en place (par placage) explique que l'on puisse la retrouver dans l'ensemble du vignoble. Généralement ce type de formation est le plus représenté en plaine sur les alluvions du Rhin en situation de haute terrasse, et sur les cônes de déjection des cours d'eau vosgiens. Plus localement, et c'est notre cas, ces limons recouvrent les parties inférieures des versants sous-vosgiens exposés vers l'Est et le Sud-Est.

III.4.1. Les fosses pédologiques

Trois fosses pédologiques ont été creusées en mai 1999, en suivant les prescriptions de Ruellan et Dosso, (1993). Nous nommons DH la fosse en parcelle désherbée située en haut de parcelle, DB, la fosse en bas de parcelle désherbée et EB la fosse en bas de parcelle enherbée. Deux des trois fosses (Désherbée Haut et Enherbée Bas) présentent des profils homogènes. Par contre la fosse Désherbée Bas a mis en évidence à une profondeur de 1.2 m une discontinuité due à un ancien chenal d'écoulement. Notons que cette discontinuité argileuse influence les mesures des paramètres.

Les parcelles sont situées sur des limons calcaires éoliens (loess) sans doute remaniés par du colluvionnement de bas de versant carbonaté du Vorbourg. Le sol est un sol brun calcaire peu évolué (Calcosol, classification FAO-UNESCO, (1981)) et profond sur loess. Ce sol s'inscrit dans une série marquée par une évolution pédogénétique croissante allant d'un terme Calcosol typique jusqu'à un Luvisol, le stade jeune étant très largement répandu dans le vignoble. Le profil est de type ABC, ou L Scak C M (figure III-12). Il est parcouru par de nombreuses galeries verticales de lombrics (ver anésique). Il se caractérise par une granulométrie limoneuse (devenant limono-argileuse), présente une porosité globale importante (50%), calcaire dès la surface, de couleur beige jaune, pulvérulent avec de nombreuses concrétions et pseudomycélium calcaires. Il repose sur un loess blanc beige, entre 1.5 et 3 m de profondeur (Duchaufour, 1988, Party, 1990, Schwartz, com. orale 2000). Il ne présente pas de contrainte particulière à la pénétration des racines.

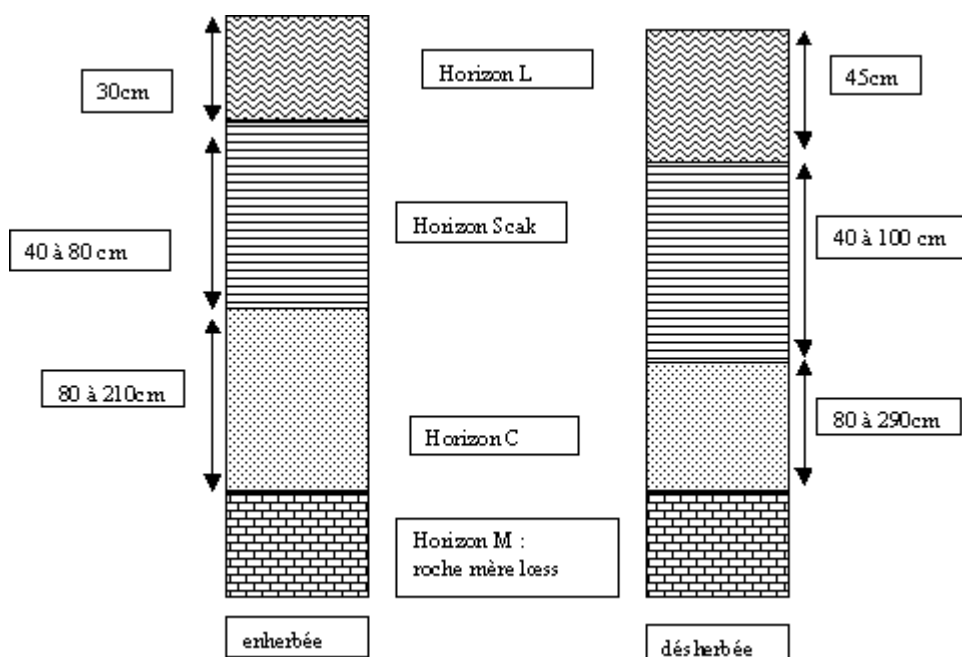


Figure III-12 : Schéma des profils pédologiques du site de Rouffach (68, France) en date du 5 mai 1999, Horizon A (humus), Horizon labouré L, Horizon B ou Scak, Horizon C altération, Horizon M roche mère loess.

III.4.2. La granulométrie

Les analyses des trois fosses donnent la même classe texturale : LA (Limon Argileux, figure III-13).

Le sol est composé à 70% de limon (fin et grossier), de 15 à 32% d'argile, et de moins de 2% de sable.

Nous constatons plus d'argile dans les parties basses des deux parcelles, et moins de sable et limon en parcelle enherbée qu'en parcelle désherbée. La différence n'est pas suffisamment marquée pour introduire une notion d'impact d'un itinéraire technique sur l'autre.

Les caractéristiques de surface (stabilité structurale, la tendance à la battance) ne sont pas discutées mais elles sont présentées dans le travail de Bois (2000). Notons seulement que ce type de sol est relativement battant et présente une tendance à la fissuration qui se traduit en surface par la formation de fentes de retrait lors des périodes sèches.

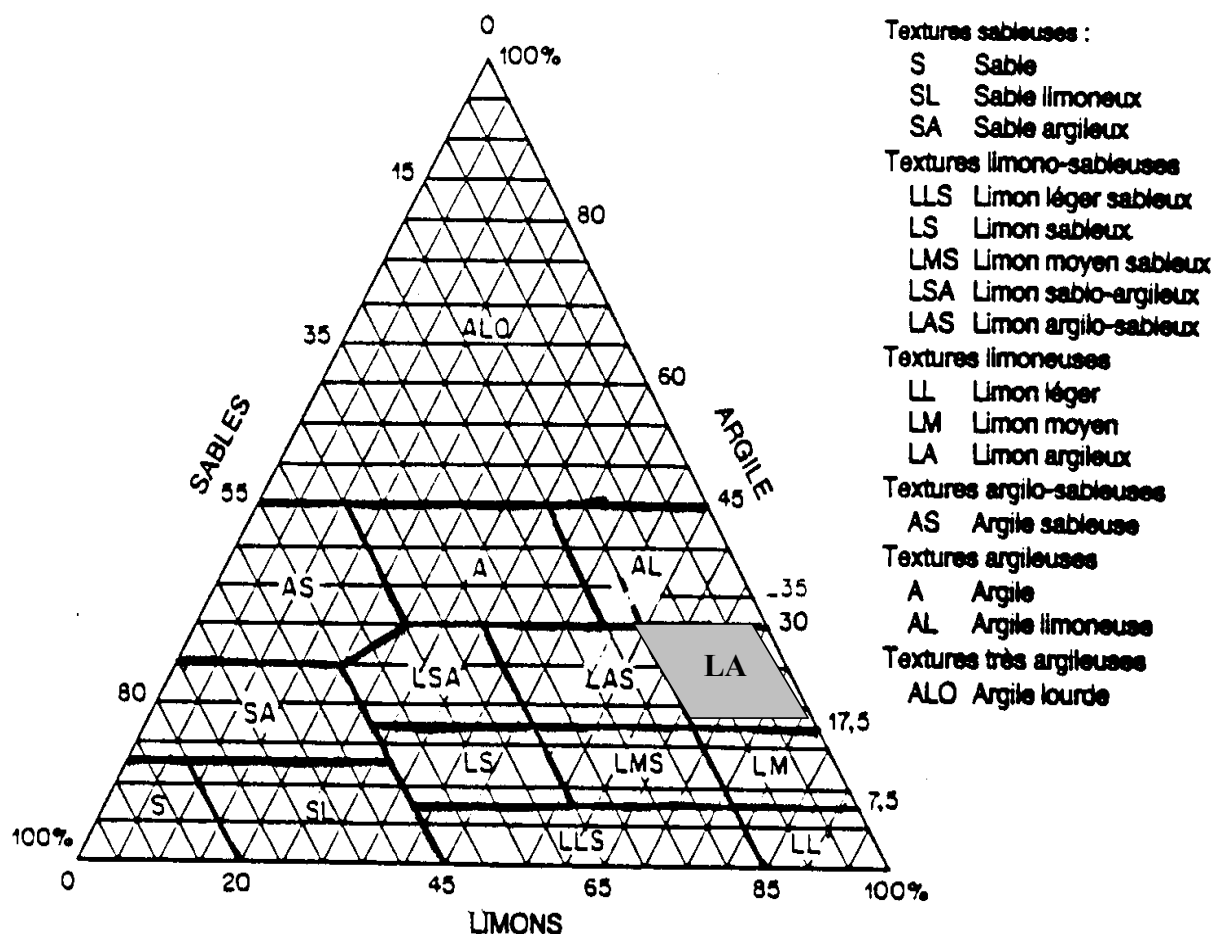


Figure III-13 : Texture du sol de Rouffach (68, France), à l'aide du diagramme de classification détaillée des textures de Jamagne, (1967) modifié.

Nous concluons à une granulométrie homogène sur tout un profil et sur les deux parcelles enherbée et désherbée. Les tableaux en annexe 6 rassemblent l'ensemble des résultats d'analyse pour les trois fosses.

III.4.3. La matière organique

Les mesures des matières organiques ont été obtenues à partir du carbone total et d'un facteur de conversion (1.73). Le carbone total est calculé par perte au feu. Cette méthode est critiquable. En effet la perte au feu regroupe quatre origines bien distinctes (Baize, 2000) :

- l'humidité résiduelle à 105°C, que nous pouvons évaluer à partir d'autres analyses ;
- les pertes dues au calcaire ;
- l'eau de constitution des minéraux argileux ;
- toutes les matières organiques.

Les mesures ainsi obtenues surévaluent la quantité réelle de matière organique du sol.

Les valeurs varient d'un minimum de 3.6% à 5.2% respectivement pour la parcelle enherbée et la parcelle désherbée à moins de 2% (tableau III-4). A titre de comparaison, les analyses représentatives d'une couche de surface de 30 cm des deux parcelles, réalisées en 1999 et en 2000 (résultats entre parenthèse) à la « SADEF » donnent 1.3% (1.2%) et 1.5% (1.6%) respectivement pour la parcelle désherbée et la parcelle enherbée. La méthode de la SADEF est aussi basée sur une perte au feu convertie en matières organiques.

Les taux de matière organique des analyses par perte au feu sont élevés, et démontrent bien la surestimation de la méthode utilisée par le laboratoire du CEREG-ENGEES.

M.O.	Désherbée B	Enherbée B	Désherbée H
Moyenne	3,58%	3,12%	3,22%
Ecart type	0,34%	1,06%	0,89%
Minimum	2,85%	1,97%	2,03%
Maximum	4,34%	5,24%	4,82%

Tableau III-4 : Teneur moyenne en matière organique sur les profils des parcelles enherbée (EB) et désherbées (DB et DH), mai 1999, Rouffach (68, France).

Nous pouvons par contre commenter l'évolution relative du taux de matière organique sur un profil.

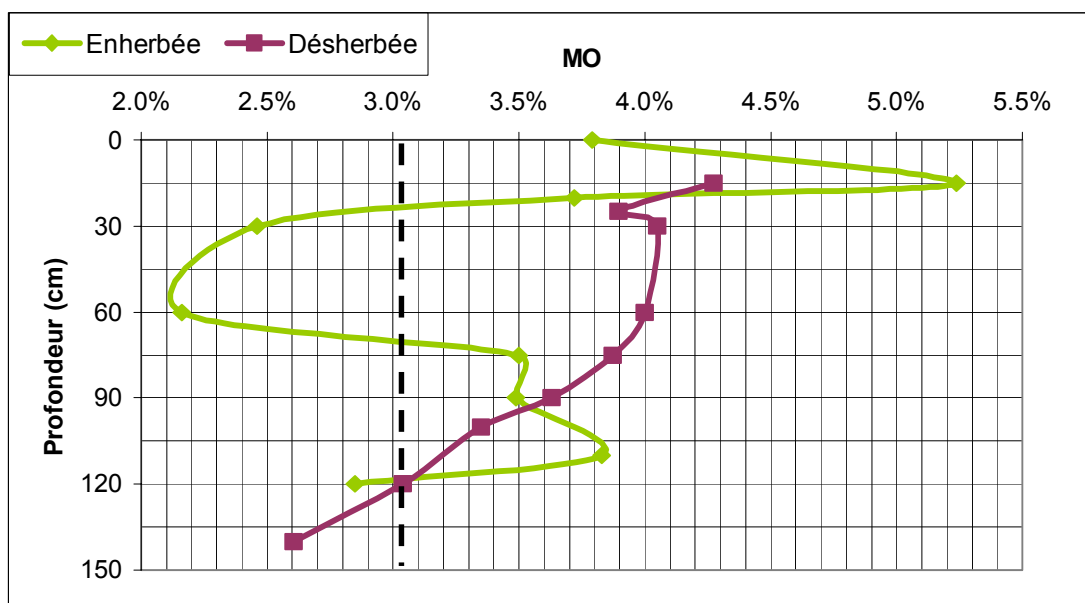


Figure III-14 : Profil de matière organique au 5 mai 1999, à Rouffach (68, France), en parcelles enherbée et désherbée.

Nous observons un pic de matières organiques en parcelle enherbée dans les 20 premiers cm, que nous attribuons a priori à la présence d'herbe. Par contre globalement le taux de matières organiques, en parcelle enherbée est inférieur à celui trouvé dans les parcelles désherbées. La tendance générale de la teneur en matière organique semble décroître avec la profondeur (figure III-14).

Si nous prenons un seuil arbitraire, dicté par l'expérience, de 3%, nous remarquons que deux intervalles de profondeur se distinguent dans les profils, avec des teneurs inférieures à ce seuil entre 20 et 70 cm pour la parcelle enherbée et en deçà de 120 cm dans les deux cas. Ces profondeurs témoignent de l'architecture racinaire comme nous le verrons lors de la discussion du paragraphe III.5.2 dans lequel nous mettons en relations les différentes variables mesurées.

Nous aurions pu nous attendre à l'inverse, selon la bibliographie du Chapitre II. Ceci signifie que soit l'analyse n'est pas fiable du fait du choix de la méthode d'analyse et du nombre faible de fosse, soit que l'itinéraire technique qui consiste à laisser naturellement s'incorporer les sarments et feuilles dans le sol est efficace, en parcelle désherbée.

III.4.4. La densité apparente du sol

Les densités apparentes ont été calculées à partir des masses des échantillons recueillis (trois répétitions par profondeur) sur le volume connu des cylindres d'échantillonnage.

Nous avons divisé chacun des profils de sol en trois couches de densité apparente distincte.

En parcelle enherbée, (figure III-15), la densité apparente moyenne varie de 1.41 g/cm³ pour la couche profonde à 1.22 g/cm³ pour la couche 50-110 cm de profondeur. La variabilité des mesures pour chaque couche est faible, le coefficient de variation vaut entre 3 et 8%.

En parcelle désherbée (figure III-16), la densité apparente moyenne prend des valeurs entre 1.34 et 1.41 g/cm³. La couche à densité apparente la plus faible se situe dans l'horizon 70-110 cm. Les coefficients de variation sont considérés comme faibles (entre 1 et 8%).

Le nombre de mesures est trop limité pour énoncer avec certitude des éléments de comparaison. Cependant il se dégage deux points essentiels de distinction entre parcelles enherbée et désherbée :

- deux zones compactées, en surface (due principalement aux passages d'engin motorisé) et en profondeur (nature de la roche),
- une zone moins compactée plus épaisse en parcelle enherbée dans l'horizon Scak (50-110 cm) qu'en parcelle désherbée (70-110 cm).

En ne considérant, qu'un nombre limité d'échantillon, il semble apparaître que l'enherbement induise une meilleure aération du sol dans l'horizon Scak (50-110 cm). Ceci est en accord avec ce que la bibliographie du Chapitre II a fait ressortir.

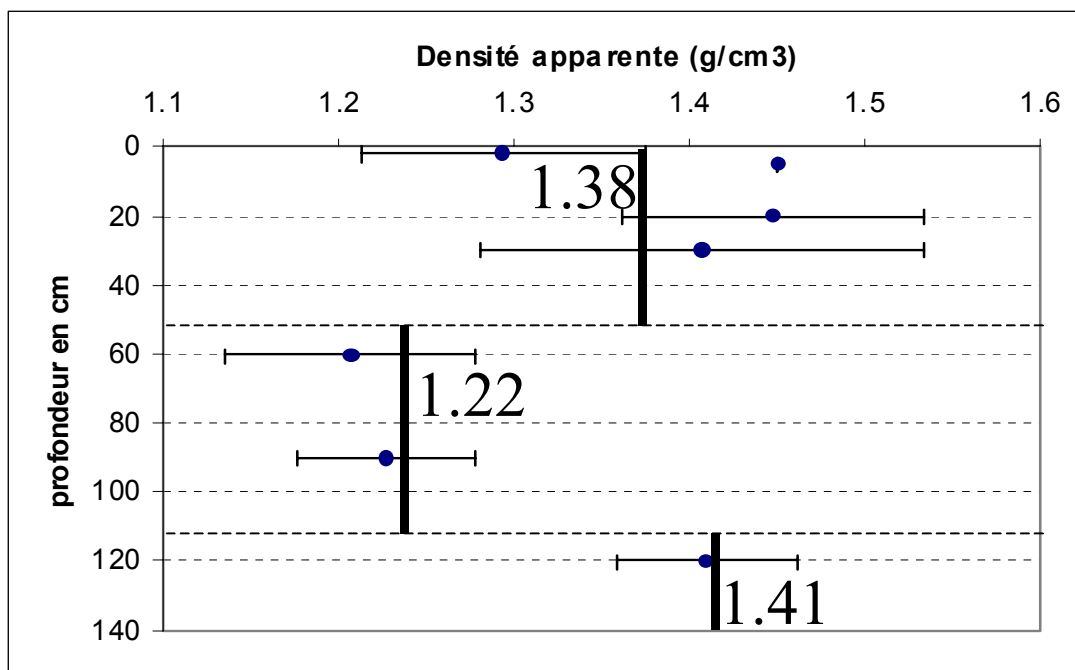


Figure III-15 : Profil de densité apparente de la parcelle enherbée, Rouffach (68, France). Les barres horizontales correspondent à l'écart type sur les mesures. Les lignes verticales représentent les valeurs moyennes retenues pour la suite.

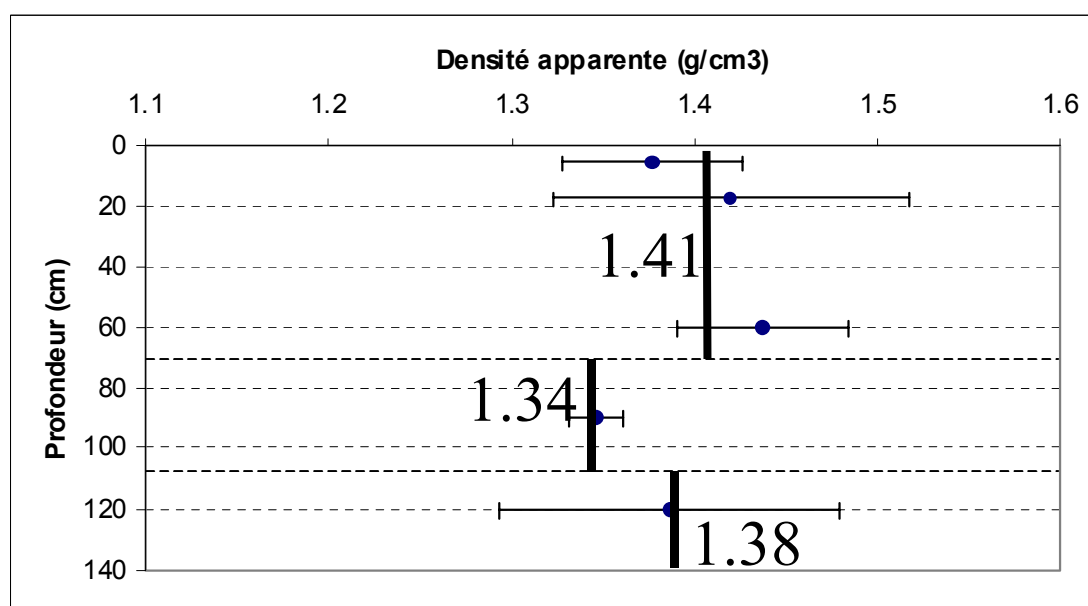


Figure III-16 : Profil de densité apparente de la parcelle désherbée, Rouffach, (68, France). Les barres horizontales correspondent à l'écart type sur les mesures. Les lignes verticales représentent les valeurs moyennes retenues pour la suite.

III.4.5. Les profils d'azote organique

50 échantillons de sol ont été prélevés sur les trois fosses, puis congelés. L'azote organique a été analysé selon la méthode Kjeldahl, après extraction au KCl molaire, au Laboratoire d'Etude des Eaux de l'ENGEES, en se basant sur la norme AFNOR, (1995).

L'azote organique représentant plus de 95% de l'azote total dans la plupart des sols (Baize, 2000), nous assimilons l'azote total Kjeldahl à l'azote organique.

Les trois fosses ont des profils d'azote différents. La figure III-17 présente les profils d'azote totaux des parcelles désherbées DB et DH, et la figure III-18 celui de la parcelle enherbée EB.

La fosse désherbée haute, dont le profil pédologique est le plus homogène, présente une décroissance d'azote organique avec la profondeur assez régulière. Nous observons un premier pic à 10 cm de la surface avec 2.8 t/ha, puis un deuxième pic à 70 cm de profondeur avec 2.5 t/ha, profondeur à laquelle d'ailleurs 50% de la teneur totale d'azote organique mesurée sur l'ensemble du profil est atteinte (cf. figure III-19).

Le profil désherbé bas montre une tendance générale à la baisse suivant la profondeur, mais du fait de la discontinuité argileuse, le profil est hétérogène. Un premier pic d'azote organique est bien atteint pour la profondeur de 10 cm avec 3.6 t/ha, mais un pic aussi important est visible à 120 cm de profondeur au niveau de la couche hétérogène. Ce dernier pic peut être expliqué par une accumulation d'éléments organiques au niveau de cette strate. Notons enfin que la couche 60-70 cm correspond à la profondeur à laquelle 50% de l'azote sur l'ensemble du profil est atteint.

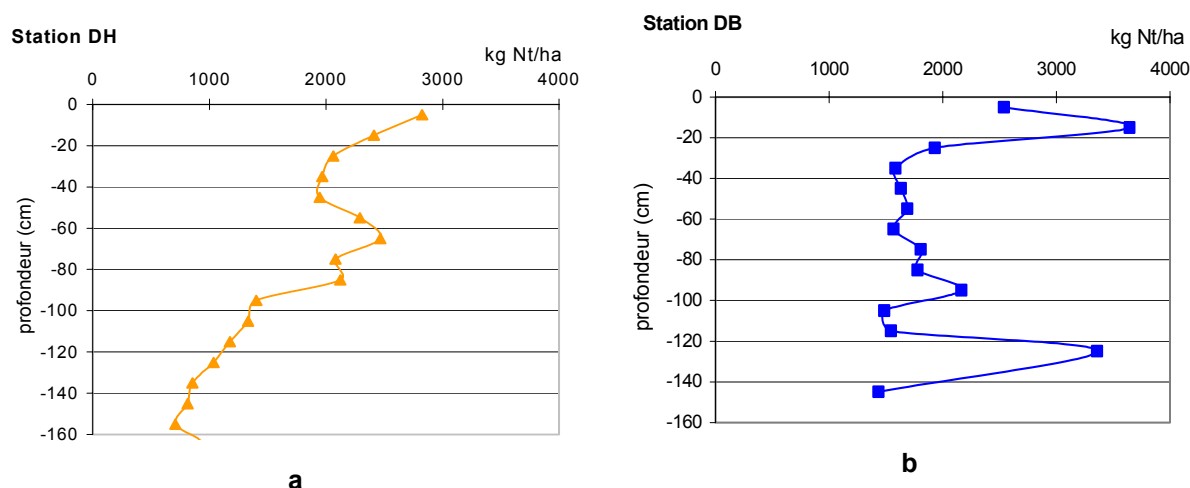


Figure III-17 : Profil d'azote total (kgNt/ha) pour les fosses (a) Désherbée Haut, (b) Désherbée Bas, le 5 mai 1999, Rouffach (68, France)

Enfin le profil enherbé bas montre une courbe à variation irrégulière. Les teneurs varient de 0.7 à 3 t N/ha. Contrairement aux deux stations de la parcelle désherbée, la teneur maximale en azote organique est observée, en profondeur à -55 cm. C'est également à cette profondeur que la moitié de la teneur totale du profil est atteinte.

Le premier pic de 2.8 t N/ha est atteint à -15 cm, devant correspondre à la présence d'herbe. Soulignons que l'analyse porte seulement sur l'analyse de terre, et ne prend pas en compte la biomasse aérienne de l'herbe dans la quantification.

Les différents profils d'azote organique sont bien en accord avec la littérature. L'azote organique représente 98% de l'azote total (cf annexe 6). L'azote minéral est minoritaire (100 kgN/ha en parcelle désherbée, et 50 kgN/ha en parcelle enherbée). Ceci met en évidence l'important pool d'azote potentiellement minéralisable. Il montre que le sol dispose d'importantes réserves d'azote, sans besoin de fertilisant.

Les stocks totaux d'azote organique sur 1.20 m (figure III-19) sont voisins sur les trois fosses (enherbée bas 22.7 t/ha et désenherbée bas 23.4 t/ha). Mais de fortes différences apparaissent dans la répartition du stock. Des pics d'azote sont ainsi mis en évidence à des profondeurs différentes. Dans les horizons supérieurs, les différences peuvent être attribuées directement à la présence ou l'absence d'herbe. Les différences mesurées pour les couches inférieures peuvent être des répercussions indirectes de la présence ou l'absence d'herbe.

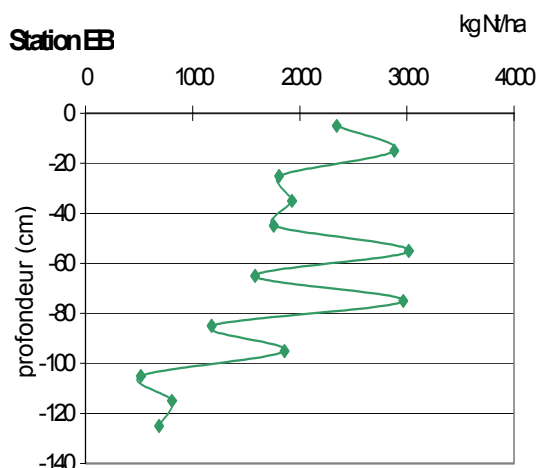


Figure III-18 : Profil d'azote total (N kg/ha) en parcelle enherbée bas, le 5 mai 1999, Rouffach, (68, France).

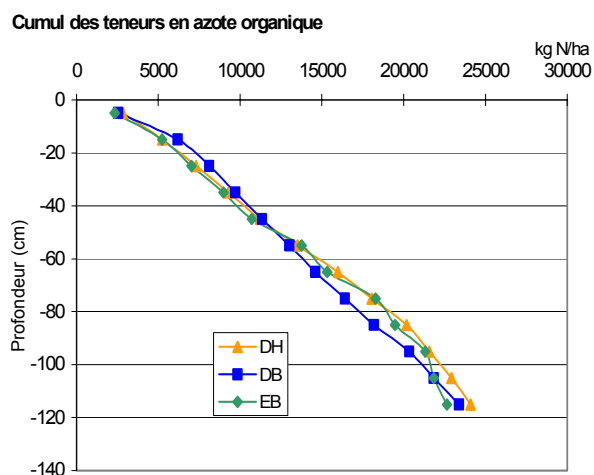


Figure III-19 : Cumul des teneurs en azote total (N kg/ha) sur les trois fosses (EB, DB, DH), le 5 mai 1999, Rouffach (68, France)

Le rapport C/N < 10 est satisfaisant du point de vue agronomique et indique que les conditions d'évolution de la matière organique incorporée au sol sont stables et favorables. Il vaut 8.7 et 8.8 respectivement en parcelles désenherbée et enherbée, valeurs établies par la SADEF pour la couche de sol de surface, correspondant à un rapport C/N d'un sol viticole. Il ne permet pas de différencier les deux itinéraires techniques.

La comparaison des quantités d'azote sur tout un profil entre les différentes fosses ne permet pas de déduire si effectivement l'enherbement transforme le stock d'azote minéral en azote organique du fait du manque de précision des mesures.

III.4.6. Les caractérisations hydrodynamiques.

Le fonctionnement hydrodynamique d'un sol est contrôlé par deux caractéristiques macroscopiques dépendant à la fois de sa texture et de sa structure :

- la courbe de rétention hydrique, qui relie la teneur en eau volumique à la tension hydrique h , et qui exprime la capacité du sol à retenir l'eau en fonction de son état énergétique ;
- la courbe de conductivité hydraulique K , qui exprime la capacité du sol à transmettre l'eau en fonction de son état de saturation mesuré par h ou θ .

Au laboratoire du CEREG-ENGEES, à partir des échantillons de sol non remanié, la teneur en eau massique des échantillons a été mesurée en fonction de la succion imposée.

III.4.6.1. Courbe de rétention.

La méthode utilisée est celle du bac à sable et à kaolin (Viville et Ambroise, 1982).

Les succions imposées s'échelonnent entre la saturation ($h=+2.5$ cm) et -500 cm ($pF = 2.7$).

La critique du dispositif expérimental de mesure en laboratoire que nous pouvons faire est centrée sur la gamme de mesure. Les succions sont plutôt faibles et ne représentent pas l'ensemble des valeurs prises sur le terrain ($0 \leq h \leq 999$ cm). Pour palier ce problème, nous avons fixé une valeur de teneur en eau résiduelle valable pour les fortes succions, fixée dans la bibliographie du logiciel RETC de Van Genuchten *et al.*, 1991, 1994). Pour un limon argileux $\theta_r = 0,067$.

L'établissement des courbes de rétention a été obtenu par le logiciel RETC de Van Genuchten *et al.*, (1991). Les valeurs mesurées ont permis de caler la courbe de rétention selon la formulation classique de Van Genuchten (cf Chapitre I). Les résultats du calage des paramètres avec les mesures sur échantillons de sol sont présentés en annexe 6.

Pour tous les paramètres (α , n , θ_{sat} , θ_{res}), les valeurs moyennes trouvées ont un écart type important, il est alors difficile de prendre une valeur représentative pour chaque horizon. Nous discernons pourtant plusieurs points (tableaux III-5 et III-6).

Enherbée	θ_s (%vol)	α (1/cm)	n
Profondeur (cm)	Moyenne (Ecart type)	Moyenne (Ecart type)	Moyenne (Ecart type)
0-30	0.45 (0.04)	0.068 (0.024)	1.143 (0.035)
30-60	0.44 (0.03)	0.034 (0.015)	1.207 (0.041)
60-90	0.48 (0.03)	0.051 (0.001)	1.259 (0.033)
90-120	0.48 (0.02)	0.040 (0.010)	1.228 (0.017)
120 et +	0.43 (0.02)	0.024 (0.010)	1.158 (0.036)

Tableau III-5 : Paramètres de caractérisation hydrodynamique en parcelle enherbée, issus du calage par RETC, site de Rouffach (68, France).

Dés herbée	θ_s	α (1/cm)	n
Profondeur (cm)	Moyenne (Ecart type)	Moyenne (Ecart type)	Moyenne (Ecart type)
0-30	0.45 (0.03)	0.169 (0.119)	1.155 (0.035)
30-60	0.49 (0.02)	0.194 (0.015)	1.189 (0.010)
60-90	0.45 (0.02)	0.295 (0.181)	1.140 (0.024)
90-120	0.49 (0.02)	0.234 (0.025)	1.186 (0.014)
120 et +	0.44 (0.02)	0.251 (0.271)	1.170 (0.033)

Tableau III-6: Paramètres de caractérisation hydrodynamique en parcelle dés herbée issus du calage par RETC, site de Rouffach (68, France).

- Les valeurs de θ_{sat} trouvées par calage des mesures ont un coefficient de variation inférieur à 10%. Elles sont comparables entre les deux parcelles enherbée et dés herbée, se situant entre 0.43 et 0.49. Cependant les valeurs élevées (48-49%) témoignant d'une bonne capacité de rétention ne caractérisent pas les mêmes couches de sol que nous soyons en parcelles enherbée (couche 60-90-120 cm) ou dés herbée (30-60 et 90-120).
- Le paramètre α diffère d'un facteur 10 entre les parcelles enherbée ([0.024 ; 0.068]) et dés herbée ([0.169 ; 0.295]). Ce paramètre de forme correspond à un

paramètre de dilatation de la courbe, et par conséquent de la capacité de rétention du sol.

- Le paramètre n est lui aussi comparable entre les deux parcelles, et l'écart type est réduit (coefficients de variation compris entre 1 et 5%). Il est important que la variabilité du coefficient n soit faible, car il correspond au terme de puissance de l'équation (I.8) du Chapitre I.

Pour indication, les valeurs pour un sol limoneux argileux tirées de Van Genuchten *et al.*, (1991) valent (tableau III-7) :

Texture	θ_r	θ_s	α [1/cm]	n	K_s [m/s]
Sable limoneux	0.06	0.45	0.020	1.41	$1.26 \cdot 10^{-6}$

Tableau III-7 : Valeurs rencontrées dans Van Genuchten *et al.*, (1991), pour la caractérisation hydrodynamique.

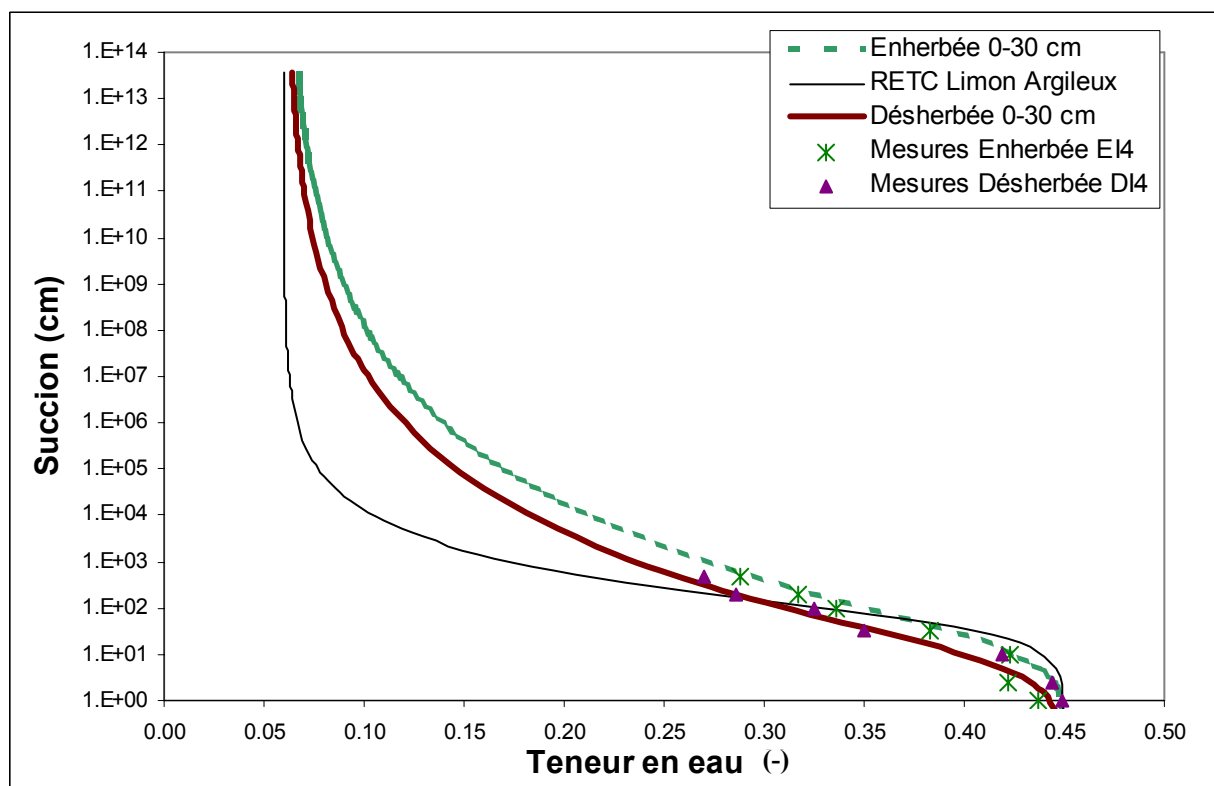


Figure III-20 : Courbe de rétention en échelle logarithmique pour la couche de sol 0-30 cm de profondeur, des parcelles enherbée, désherbée et de celle d'un sol Limoneux Argileux (source Van Genuchten *et al.*, (1991)), Sol de Rouffach (68, France).

Remarquons plusieurs points à partir de la figure III-20, les courbes de rétention des parcelles enherbée et désherbée diffèrent pour les fortes succions de la courbe référence pour un type de sol Limono Argileux de la bibliothèque RETC. Pour les succions inférieures à 1000 cm les comportements des trois courbes sont semblables. Soulignons que malgré un jeu de paramètres différents, les courbes de rétention représentant les parcelles enherbée et désherbée sont similaires. Les coefficients de corrélation entre la série mesurée et la série simulée par les relations de Van Genuchten valent 0.98 et 0.99 respectivement pour les séries enherbée et désherbée, ce qui démontre une excellente adéquation pour la gamme mesurée. Notons aussi que les mesures de succion/teneur en eau de laboratoire se situent proche dans un intervalle assez restreint, de 0 à 500 cm. Ceci expliquerait les

similarités avec la courbe référence et ne permettrait de valider les jeu de paramètres respectifs seulement pour une gamme de succion réduite. Toutefois nous admettrons le jeu valable pour toute la gamme de succion.

III.4.6.2. Conductivité hydraulique.

La formulation du modèle de Mualem, (1976), qui a été adoptée pour l'établissement de la courbe de la perméabilité en fonction de la succion, nécessite la connaissance de K_s .

La conductivité hydraulique à saturation des échantillons de sol non remanié a été déterminée en laboratoire par la méthode du perméamètre à charge constante, décrite dans Viville, (1985), il s'agit d'une application simple de la loi de Darcy. La conductivité de chaque échantillon a été mesurée 5 fois. Dans le tableau III-8, nous présentons la moyenne et les extrema associés.

Ksat 10 ⁻⁵ [m/s]	Couche de sol	Nombre de répétitions par Nombre d'échantillons	Enherbée			Désherbée		
			Min	Moyenne (Ecart type)	Max	Min	Moyenne (Ecart type)	Max
	0-30 cm	5×6	0.05	1.62 (1.39)	4.20	0.11	0.55 (0.54)	1.47
	30-60 cm	5×6	0.56	1.81 (1.09)	2.60	0.25	0.63 (0.50)	1.20
	60-90 cm	5×3	0.94	2.05 (0.9)	2.87	0.12	0.52 (0.36)	1.13
	90-120 cm	5×3	1.40	2.44 (1.79)	4.51	0.74	0.86 (0.13)	1.00
	120 cm et +	5×3	0.29	0.39 (0.08)	0.45	0.20	0.60 (0.52)	1.70

Tableau III-8 : Conductivités hydrauliques obtenues en laboratoire pour les parcelles enherbée et désherbée à partir des échantillons du site de Rouffach (68, France).

D'une façon générale, la variabilité spatiale des valeurs est élevée (entre 15 et 100%). Au vue des difficultés à déterminer ce paramètre, l'ordre de grandeur suffit généralement à caractériser un site. Nous avons un sol à conductivité hydraulique [10^{-5} ; 10^{-6} m/s] considérée comme moyenne dans la classification de Kutilek et Nielsen (1994).

La valeur trouvée pour un Limon Argileux dans la bibliothèque intégrée à RETC, donne une conductivité hydraulique de : $1,26 \cdot 10^{-6}$ m/s.

Nous avons aussi effectué des essais (trois par parcelle, à 12 cm de profondeur en parcelle enherbée, et à 8 cm de profondeur en parcelle désherbée) avec le système TRIMS ou infiltromètre multidisque à succion contrôlée (Haverkamp *et al.*, 1994, Angulo-Jaramillo *et al.*, 1996; Damiron, 1996).

Les résultats donnent :

- en parcelle enherbée à 12 cm de profondeur, $h=-30$ mm ; $K_s \in [3,6;8,3] \cdot 10^{-6}$ m/s .
- en parcelle désherbée à 8 cm de profondeur , $h=-30$ mm ; $K_s \in [1,5;3,5] \cdot 10^{-6}$ m/s .

Ces ordres de grandeurs confirment les mesures de laboratoire sur échantillon de sol non remanié et ainsi valident les résultats.

Cependant, en comparant les résultats des parcelles enherbée et désherbée (tableau III-8), il semble que la conductivité hydraulique de la parcelle enherbée, de l'ordre de 10^{-5} m/s, oscille entre le double ou le triple de celle de la parcelle désherbée (10^{-6} m/s), pour les horizons entre 20 et 60 cm, soit deux à trois fois plus perméable. Nous pouvons relier cette différence au profil de densité apparente et à

une meilleure aération du sol. En effet il est courant de constater que la conductivité hydraulique et la densité apparente sont anticorrélées.

III.4.7. Conclusion sur la caractérisation du sol

La description du sol n'est pas parfaite mais elle se veut la plus complète possible aux vues des objectifs de caractérisation hydrodynamique. La variabilité spatiale des paramètres étant reconnue comme élevée, nous n'avons pas pour ambition de trouver une méthode de détermination précise de ces paramètres. Nous considérons comme valable ce jeu de paramètres pour le site de Rouffach pour la suite de la modélisation.

Ainsi ce type de profil constitue, par ses propriétés physiques, un milieu particulièrement favorable à l'implantation du système racinaire de la vigne. Les caractéristiques hydriques du dépôt limoneux laissent présager des conditions d'alimentations non limitantes jusqu'à la récolte. Les ressources et la fertilité chimique du sol sont en mesure d'assurer des conditions d'alimentation correctes pour l'ensemble des portes greffes. Le réchauffement printanier de ce type de sol risque d'être relativement lent (chaleur spécifique élevée) et susceptible de provoquer des retards de développement, à l'inverse en automne, il peut favoriser les réactions de minéralisation et libérer des nitrates à la lixiviation. Une discussion, au paragraphe III.5.5, tentera de mettre en relation les paramètres du sol avec les aspects physiologiques de la vigne qui a su s'adapter au contexte pédoclimatique.

III.5. Les parcelles viticoles : caractérisation du sol

Au paragraphe III.3, nous avons présenté les parcelles choisies, le cépage et l'itinéraire technique. Dans cette section, nous dressons un récapitulatif des caractéristiques des parcelles et nous nous intéressons aux profils racinaires et à leur interprétations, puis au couvert herbacé.

Les caractéristiques viticoles des deux parcelles sont rassemblées dans le tableau III-9.

Parcelle	Témoin	Expérimentale
Cépage	Riesling	Tokay Pinot Gris
Porte-Greffe	SO4 + 125AA (minoritaire)	SO4
Date de plantation	1954	1982
Mode de conduite	Guyot double arcure	Guyot double arcure
Superficie	24 ares	42 ares
Longueur Rang	108 m	110 m
Largeur Inter-Rang	1,2 m	1,4 m
Distance entre les cep	1.5 m	1.6 m
Densité	5500 pieds/ha	4500 pieds/ha
Fertilisation	1994 60 U	NC
	1995 60 U	NC
	1996 22 U	NC
	1997 22 U	1997 0 U
	1998 22 U	1998 22 U
	1999 0 U	1999 0 U
	2000 0 U	2000 0 U
Itinéraire technique	Désherbage chimique	Enherbement Naturel Maîtrisé 1/2 rang

**Tableau III-9 : Caractéristiques viticoles des parcelles d'étude du site de Rouffach (68, France).
U : Unité d'azote soit kgN/ha, NC : non communiqué**

III.5.1. Les profils racinaires

Nous avons vu dans les chapitres bibliographiques l'importance que revêt l'étude détaillée de la structure racinaire. Cette opération a été programmée en mai 1999, lors d'une campagne d'arrachage de ceps de vigne sur le domaine viticole.

III.5.1.1. Principe et emplacement du comptage racinaire

La méthode retenue est la technique de tranchée. Bien que peu sophistiquée et perturbatrice pour le milieu, elle fournit des informations suffisantes à notre étude sur la structure du système racinaire.

La description des profils, inspirée de la démarche de Callot *et al.*, (1982), citée par Moulis, (1994) a consisté en l'analyse des structures du sol et de leurs relations avec le système racinaire : étude comparative des profils pédologiques et racinaires.

Les emplacements choisis ne sont pas situés sur les rangs expérimentaux mais les plus proches de ceux-ci (figure III-11). En parcelle désherbée, le pied choisi est situé à quelques mètres du chemin (contraintes spatiales de la pelle mécanique), pour éviter l'effet de bord. En parcelle enherbée, le pied choisi est situé plus proche du chemin pour des contraintes de place et d'accès.

Les fosses ont été creusées à 30 cm des pieds de vignes, rayon représentant le maximum de développement racinaire (com. orale Roth, 1999).

III.5.1.2. Classe de diamètre des racines.

Par une observation préalable de pieds extraits des parcelles et en s'inspirant des classes définies par Curt *et al.*, (1998), les différentes classes de diamètres retenues s'échelonnent comme suit :

- $\emptyset \leq 1 \text{ mm}$
- $1 \text{ mm} < \emptyset \leq 3 \text{ mm}$
- $3 \text{ mm} < \emptyset \leq 6 \text{ mm}$
- $6 \text{ mm} < \emptyset \leq 10 \text{ mm}$
- $10 \text{ mm} < \emptyset \leq 20 \text{ mm}$
- $20 \text{ mm} < \emptyset$.

Le dénombrement des racines est converti en densité racinaire, en considérant la longueur et la section des racines mesurées sur une tranche de sol verticale de 1 cm.

III.5.1.3. Les paramètres pertinents inspirés de Curt et al. (1998)

Le nombre de racines de tous diamètres est compté par horizon, sur une largeur de 100 cm et tous les 10 cm à partir de la surface. Ces valeurs absolues sont transformées en fréquence (%) de racines dans chaque horizon de 10 cm par rapport au nombre total de racines observé dans l'ensemble du profil. Nous pouvons ainsi calculer plusieurs points caractéristiques des courbes de densité racinaire (tableau III-10).

- Le coefficient de décroissance (CDEC) est égal à 0 quand la décroissance de densités racinaires est homogène sur le profil de sol, et égal à 1 quand il existe des variations de densités (présence de pics) ;
- La profondeur correspondant au maximum de densité (PMAX) indique quel est l'horizon le plus favorable à la prospection racinaire. On note aussi la valeur de ce maximum de densité (VMAX) ;

- La profondeur correspondant à un pic de densité (PIC1, PIC2, PIC3,...) correspond à la profondeur à laquelle la densité remonte dans l'horizon. Elle marque une amélioration locale de la pénétrabilité du sol et de la prospection racinaire ;
- La profondeur correspondant à la densité inférieure à 10 % (P10) correspond à la profondeur à laquelle la densité dans un horizon de 10 cm d'épaisseur est inférieur à 10 %. Elle marque une forte diminution de la prospection racinaire ;
- La profondeur correspondant à un rapport VMAX/VMIN supérieur à 3 (PMM3) indique la présence d'une forte baisse de la prospection racinaire depuis l'horizon de densité maximale. Ce rapport marque une forte réduction de l'enracinement ;
- La profondeur maximale d'enracinement apparent (PMEA) correspond à la profondeur à laquelle on n'observe plus de racines.

	Profil enherbé	Profil désherbé
CDEC	1	1
PMAX	50 cm	10 cm
VMAX	15 %	12 %
PICi	30 ; 90 ; 120 ; 140 ; 160 cm	100 cm
VICi	12 ; 4 ; 4 ; 3 ; 2 %	11 %
P10	60 cm	20 cm
PMM3	75 cm	110 cm
PMEA	170 cm	130 cm

Tableau III-10 : Paramètres pertinents des profils établis en parcelles enherbée et désherbée, site de Rouffach (68, France).

III.5.1.4. Parcelle enherbée

Des racines de vigne ont été observées jusqu'à la base du profil à 2.70 m de profondeur, au dessus de la roche strate de gré. L'extension des racines n'est donc pas gênée par les éléments du sol. Le profil qui a fait l'objet des mesures ne tient compte que des racines dégagées sur le pied choisi, jusqu'à 1.70 m.

Il y a une très bonne superposition entre le tracé graphique issu des données mesurées et l'élaboration du profil de densité racinaire.

Nous constatons plusieurs pics, comme indiqués dans le tableau III-10, et illustrés à la figure III-21. Le maximum de densité est obtenu pour une profondeur de 50 cm contre 10 cm pour le pied en parcelle désherbée, comparable à ce que Moulis, (1994) a trouvé dans le vignoble méditerranéen. Nous distinguons deux couches de développement racinaire : la première constituée par les racines du couvert herbacé dans la couche de surface (0-0.30 voire 0.50 m) ; la deuxième constituée des racines de la vigne à partir de 0.30 – 0.50 m jusqu'à la base du profil.

Nous pouvons considérer la structure racinaire comme une structure à racine plongeante, conformément aux travaux de Morlat (1987).

L'analyse de la dissymétrie haut – bas dans le sens du rang indique qu'en surface (jusqu'à 70 cm) les racines se développent plus facilement en aval. Après la profondeur de 70 cm, la différence amont – aval s'estompe.

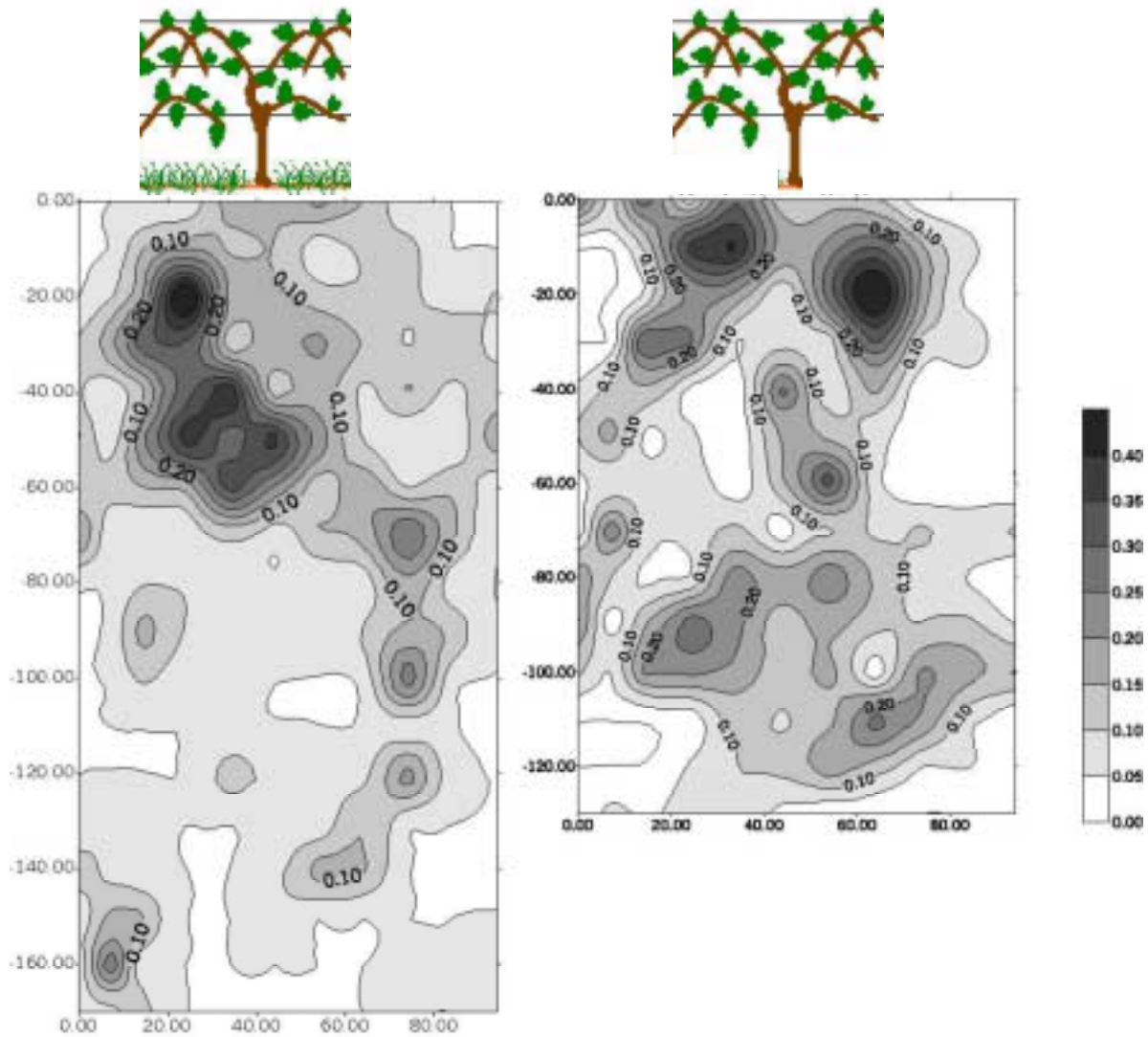


Figure III-21 : Densités racinaires en cm/cm^3 de pieds de vigne de parcelles enherbées, à gauche, désherbées à droite, pour le site de Rouffach (68, France).

L'implantation de la vigne joue un grand rôle dans l'asymétrie du système racinaire (orientation préférentielle du pied lors de la plantation). Une des causes peut aussi être l'apparition des racines sur des génératrices privilégiées du greffon. On peut citer aussi la perturbation du trajet des racines par le marquant du cep, le compactage d'une partie des parois du trou de plantation, les mauvaises caractéristiques physiques du sol (Morlat, 1981).

III.5.1.5. Parcelle désherbée

A partir des analyses du tableau III-10 et des figures III-21 et III-22, nous déduisons que le maximum de racines est situé à 10 cm de profondeur. Ceci indique bien que, sans concurrence, la vigne développe ses racines dans les horizons les plus proches de la surface. Un pic est constaté à 100 cm. Cette profondeur correspond au début de la strate contraignante vis à vis de l'extension racinaire.

L'influence du rang/interrang est mise en évidence. Dans les horizons de surface, le développement racinaire dépend du rang qui subit le travail du sol et notamment du passage d'engins qui détruisent les éventuelles racines se développant dans l'inter-

rang et qui génèrent un tassement plus important du sol et une aération moins propices à l'extension racinaire.

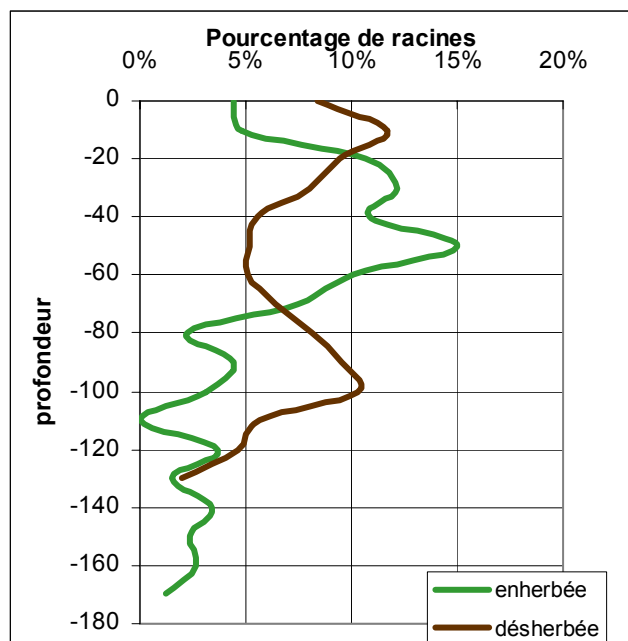


Figure III-22 : Profils racinaires simplifiés des parcelles enherbée et désherbée en pourcentage de racines.

III.5.1.6. Conclusion et prise en compte de la géométrie

Le système racinaire se développe bien suivant le contexte pédologique. Sans contrainte apparente, les racines atteignent sans limite le substratum à 2.70 m. Elles sont stoppées dans leur progression à la rencontre d'une strate moins meuble à 1.20 m.

Les pratiques culturales entraînent des modifications du système racinaire. Le mode d'implantation du pied de vigne oriente le développement racinaire. Le passage systématique d'engins dans le même rang a pour conséquence un tassement du sol, et une moins bonne pénétration des racines (dissymétrie frontale). La couverture du sol dans la zone nourricière de la vigne influence l'architecture racinaire. Le système racinaire s'adapte à la concurrence hydrique en développant ses racines en dessous de la zone de concurrence caractérisée par l'herbe (maximum de racines passant de 10 cm en désherbé à 50 cm en enherbé).

Ceci indique une certaine adaptation de la vigne aux contraintes hydriques dues à la présence de l'herbe.

Nous déduisons de ce travail la distribution racinaire par le coefficient b (Eq. I.72) caractérisant la spatialisation du prélèvement racinaire dans le modèle, à partir des pourcentages de la figure III-22.

Nous définissons une limite géométrique d'un pied de vigne comme étant le parallélépipède dans lequel la densité racinaire est non nulle ou à valeur significative. Tenant compte des considérations précédentes, la zone d'influence racinaire d'un pied de vigne est décalée sur le rang non travaillé, dans le sens de la pente (figure III-23).

Le travail ainsi défini permet d'obtenir la valeur de densité racinaire au dessous du pied de vigne à une profondeur donnée. La densité racinaire en tout point de la zone est obtenue par une décroissance linéaire par rapport à la densité mesurée au pied de vigne.

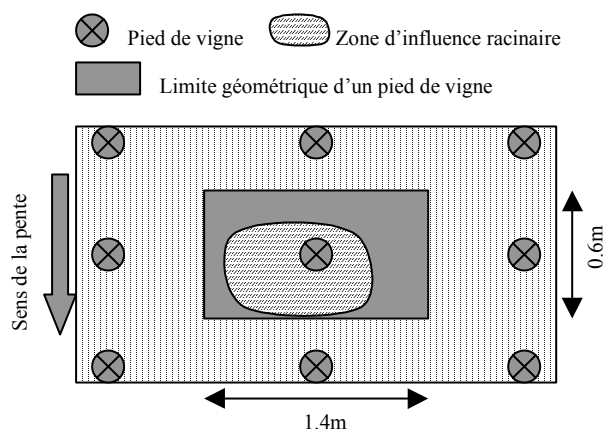


Figure III-23 : Schéma de la géométrie racinaire d'un pied de vigne.

III.5.2. Correspondance Matière Organique - Azote Organique - Profil Racinaire

L'observation des données par fosse nous conduit à superposer les profils de matière organique et d'azote organique avec les profils racinaires. Cette superposition des figures III-14, III-15, III-16, III-17, III-18 et III-22 montre une correspondance entre les différents profils. Une première explication peut être fournie par le protocole d'analyse. En effet d'un point de vue pratique, pour l'élaboration des profils organiques, les racines fines, comprises dans l'échantillon, sont broyées avec l'échantillon de terre et passent au tamisage. Cet enrichissement de l'échantillon en matière organique et en azote génère un biais de la mesure.

Cependant les constatations suivantes sont confirmées par les profils de densité apparente et de racines (une densité faible indique une meilleure pénétration racinaire) qui n'ont pas subi ce biais de protocole :

- d'une part les pics à 10 et 70 cm de matière organique en parcelle enherbée s'expliquent par une abondance de racines du couvert herbacé à 10 cm et de la vigne à 70 cm, confirmant l'approfondissement du système racinaire de la vigne. Le minimum du taux de matière organique à 50 cm observé en parcelle enherbée peut indiquer un horizon de transition entre le système racinaire de l'herbe et celui de la vigne.
- d'autre part, les pics à 10 et 80 cm de matière organique en parcelle désherbée indiquent bien une activité racinaire majoritaire à ces profondeurs privilégiées.

La correspondance entre les profils racinaires, de matière organique et d'azote organique apparaît comme une information intéressante à plusieurs niveaux. D'une part elle permet de confirmer les conclusions sur chacun des profils concernant l'adaptation de l'enracinement de la vigne selon l'itinéraire technique, le fait qu'au niveau des racines, une activité microbologique et un gradient de nutriments sont plus intenses. Cette superposition peut aussi constituer un moyen de combler des lacunes de données par la connaissance d'un profil complet.

Au niveau biologique, bien que les analyses ne permettent pas de caractériser l'activité microbienne des sols, nous pouvons penser que les facteurs tels l'excrétion de substances organiques, la présence d'exfoliants racinaires, l'intensité des fluides liquides, notamment, apparaissent à l'origine d'une prolifération intense de micro-organismes, essentiellement dans une zone de quelques millimètres autour de la racine, entourant la racine d'un véritable « manchon vivant » (Morel, 1996). Cet « effet rhizosphère » tend à montrer que sur les deux parcelles, les zones d'intense activité microbiologique correspondent aux profondeurs des pics d'azote organique, puisque ceux-ci apparaissent aux profondeurs maximales de densité racinaire, donc d'activité biologique.

L'hypothèse la plus probable est que l'essentiel de la minéralisation se déroule à des profondeurs différentes dans les parcelles désherbée et enherbée, mais comme les stocks d'azote globaux sont comparables au dessus de 80 cm (profondeur en dessous de laquelle apparaissent les différences), la quantité de nitrates mise à disposition de la vigne par minéralisation est globalement identique. Cette hypothèse est appuyée par les teneurs en calcaire qui sont assez proches d'une parcelle à l'autre jusqu'à 80 cm, et ne peuvent donc pas avoir de conséquence significative sur la minéralisation. Rappelons que le calcaire total peut jouer le rôle de protection des matières organiques contre la dégradation microbienne, c'est-à-dire contre la minéralisation (phénomène d'enrobage des particules organiques) (Morel, 1996). De plus, aucune carence azotée n'a été constatée sur la vigne enherbée par les viticulteurs du lycée viticole.

Cependant, pour confirmer ou infirmer cette hypothèse, il serait opportun de comparer les écarts de température et humidité entre les différentes profondeurs des pics d'azote (ces deux facteurs influencent fortement la cinétique de minéralisation).

III.5.3. Le couvert herbacé

Nous distinguons le couvert herbacé naturel maîtrisé de la parcelle enherbée constitué principalement de ray-grass et de brome stérile, des adventices concurrentes présentes dans les deux parcelles.

Dans ce paragraphe, nous évaluons le taux de couverture de l'enherbement pour la parcelle enherbée et d'adventices pour la parcelle désherbée.

Toutes les semaines, le recouvrement du sol par les principales adventices est évalué sur l'ensemble des deux parcelles.

Les principales espèces d'adventices recensées sont à peu près identiques dans les deux parcelles étudiées : aux adventices d'hiver et de printemps (géranium, séneçon, belle de 11 heures...) succèdent des adventices estivales (mercuriales, amarante, renouées...).

III.5.3.1. Parcelle désherbée

Une étude parallèle (Weissenberger et Tournebize, 2001) a pour objectif de comparer l'impact d'une stratégie de désherbage « classique » (application unique d'herbicide de prélevée à base de simazine et de diuron associé à un herbicide foliaire) à une stratégie « séquentielle » basée sur un premier passage avec un herbicide foliaire, suivi d'un traitement associant de l'oryzalin à un herbicide foliaire. Les traitements par herbicide ont généralement un effet sur trois semaines après application.

Le taux de couverture maximal hivernal de la parcelle désherbée s'élève à 50% (annexe 6). Notons qu'il ne s'agit pas d'un couvert homogène comme pour un enherbement mais d'un couvert discontinu. Pour être efficace contre le ruissellement en dissipant l'énergie cinétique des gouttes, le couvert végétal doit être homogène, une densité de recouvrement suffisante (supérieure à 30%) (Igounet, 1997). Cependant, dans la mesure où il est impossible de déterminer les besoins hydriques et azotés des adventices présents, et par souci de simplifier le système, nous considérons, hypothèse forte, pour la suite du travail, que les adventices de la parcelle désherbée n'influent pas sur les transferts (ou que leur influence est négligeable devant les autres processus mis en jeu, en terme de bilan) et ainsi que le taux de couverture des adventices est nul.

III.5.3.2. Parcelle enherbée

L'observation systématique et régulière du taux de couverture de l'herbe sur la parcelle enherbée permet d'établir le cycle de l'herbe sur le site, ainsi que la réactivité propre de l'herbe aux conditions climatiques. Une fauche a été effectuée fin juin de l'année 1999, et deux en mai et juillet 2000. Ceci explique les différences de couverture sur les deux années.

Les couleurs prises par le couvert varient durant l'année. Le changement de couleur de l'herbe (du vert au jaune) est une réaction naturelle visant à minimiser les pertes énergétiques en diminuant l'albédo, c'est-à-dire l'absorption des rayonnements. L'albédo lié à la couleur verte est supérieur à celui de la couleur jaune.

Les figures III-24 et III-25 montrent le taux de couverture de couleur verte, en considérant que le reste de la couverture de couleur jaune est inactif du point de vue végétal, que nous pouvons qualifier de paillason.

Cette évaluation permet ainsi de déterminer les périodes d'activité du couvert vis à vis des prélèvements hydriques et azotés, calculés dans le Chapitre IV.

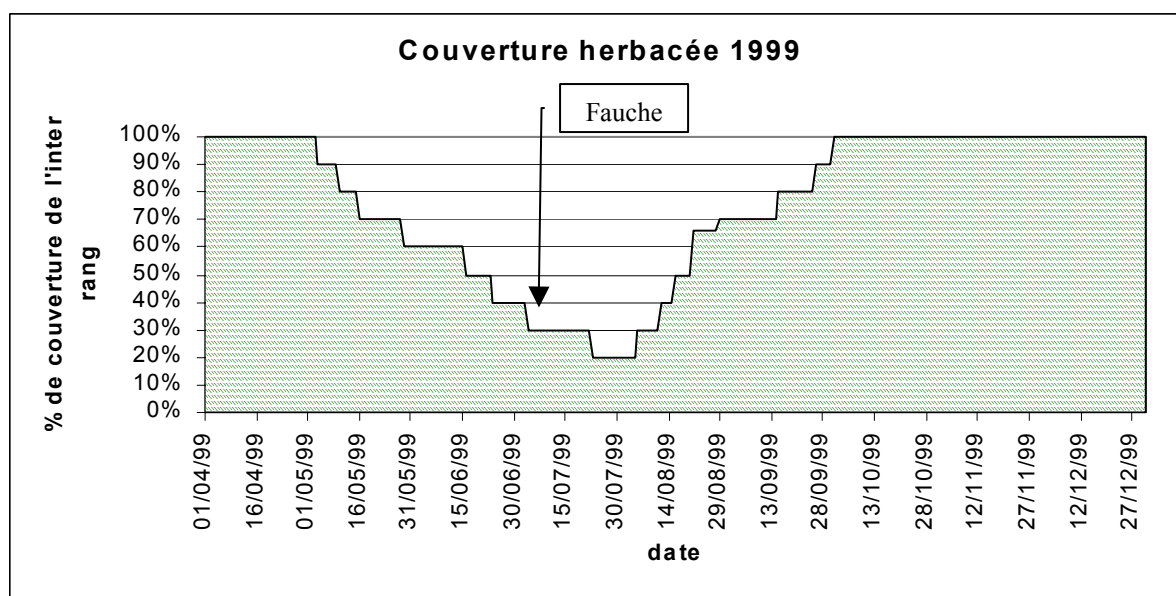


Figure III-24 : Evolution du couvert herbacé de la parcelle enherbée, en pourcentage de couverture de l'inter-rang, période avril-décembre 1999, site de Rouffach (68, France).

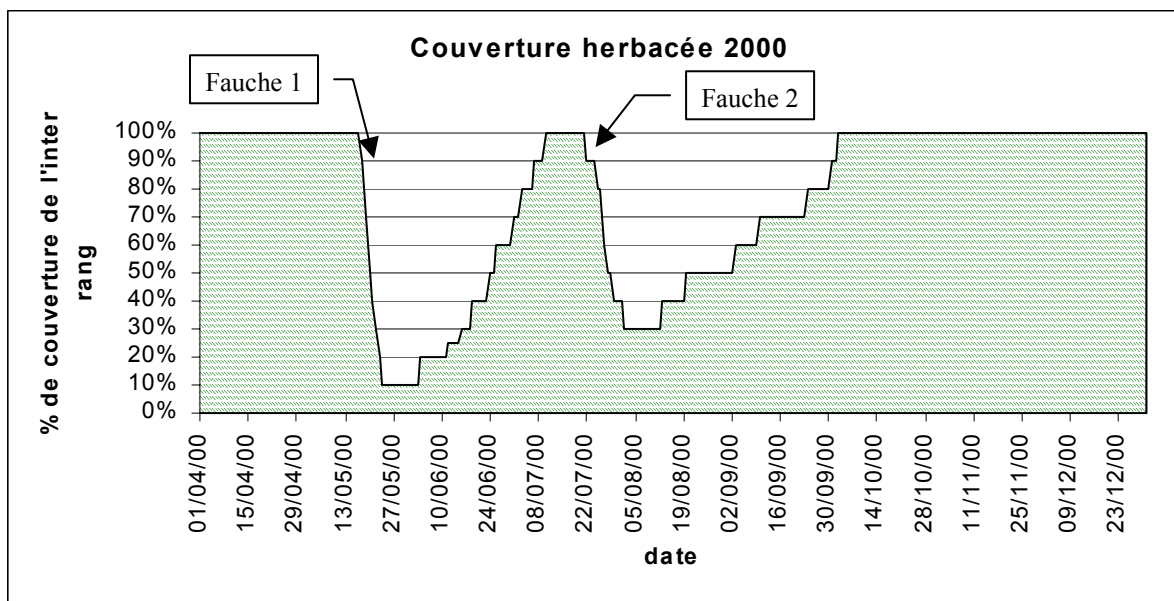


Figure III-25 : Evolution du couvert herbacé de la parcelle enherbée, en pourcentage de couverture de l'inter-rang, période mai-octobre 2000, site de Rouffach (68, France).

III.6. L'instrumentation

La caractérisation des bilans hydriques et minéraux sur des parcelles de petite dimension peut s'effectuer soit à l'aide de lysimètres, soit à l'aide de la méthode tensio-humidité (Poss et Saragoni, 1987). Le choix d'un type d'instrumentation repose sur plusieurs critères : les objectifs à valoriser, le financement, la robustesse des instruments et dans notre cas le minimum de perturbation à la pratique de la viticulture.

Le choix des capteurs doit satisfaire plusieurs exigences (Tron *et al.*, 2000) :

- une exigence de coût : répéter les mesures sur de multiples points nécessite un équipement conséquent. Il faut que les outils de base soient d'un coût abordable pour que l'investissement reste raisonnable en regard de l'intérêt que l'on peut en attendre ;
- une exigence de robustesse, pour résister aux conditions d'utilisation et aux contraintes climatiques pour un suivi longue durée ;
- une exigence de précision et de simplicité, pour limiter le temps de mesure. Sur le plan de la précision, les méthodes d'utilisation sont généralement basées sur des valeurs relatives, ce qui permet d'obtenir de bons résultats même si les mesures ne sont pas parfaitement exactes.

Notre principal objectif consiste à instrumenter un site expérimental de démonstration pour un suivi environnemental des paramètres de contrôle des flux d'eau et d'azote sur deux parcelles de vigne, une parcelle témoin (désherbée) et une parcelle expérimentale (enherbée un rang sur deux).

Pour une enveloppe budgétaire fixée, trois choix s'offrent au concepteur :

1. Equiper peu de points de mesure avec un suivi continu dans le temps mais ponctuel, automatisé, relié par centrale d'acquisition.
2. Equiper de nombreux points de mesure pour une bonne représentativité spatiale avec un suivi régulier, manuel.

3. Concilier les deux choix précédents pour effectuer un suivi continu sur de nombreux points représentatifs de mesure. Ce dernier choix serait optimal.

Pour chaque type de capteurs choisis, il est indispensable de respecter une ligne directrice à savoir un contrôle régulier de la mesure soit par des manipulations simples d'étalonnage et de calibration de laboratoire comme celles effectuées en collaboration avec Eckert, (2000), soit par retour au fabricant, pour certification. Nous recensons, en considérant toute la période de suivi, une panne de la TDR (trois mois), des renvois pour certification pour le capteur tensiométrique (un mois) et pour le capteur de température (un mois), des problèmes dus au gel.

Les caractéristiques générales des capteurs sont présentées au tableau III-13 en fin de Chapitre.

Dans notre cas, nous avons privilégié la représentativité des mesures, pour faire face à l'hétérogénéité naturelle du site. Le suivi des paramètres est régulier et non continu parce que nous considérons l'évolution des paramètres comme lente (de l'ordre de quelques jours). Soulignons que cette option d'équipement est moins onéreuse.

Nous avons considéré comme « hétérogénéité » la situation le long de la pente (entre le haut et le bas de parcelle), la profondeur, le rang de vigne et l'inter-rang enherbé ou non.

III.6.1. Contexte général

III.6.1.1. Profondeurs d'étude

Nous avons fixé les profondeurs d'étude en suivant des considérations agronomiques de l'analyse du chapitre précédent.

Les racines actives des graminées ne dépassent pas 30 cm de profondeur, la zone active de la vigne est estimée inférieure à 90 cm, avec un pic d'activité vers 60 cm assurant la continuité du profil. L'observation des flux drainés sous la vigne peut s'effectuer à 120 cm (figure III-26).

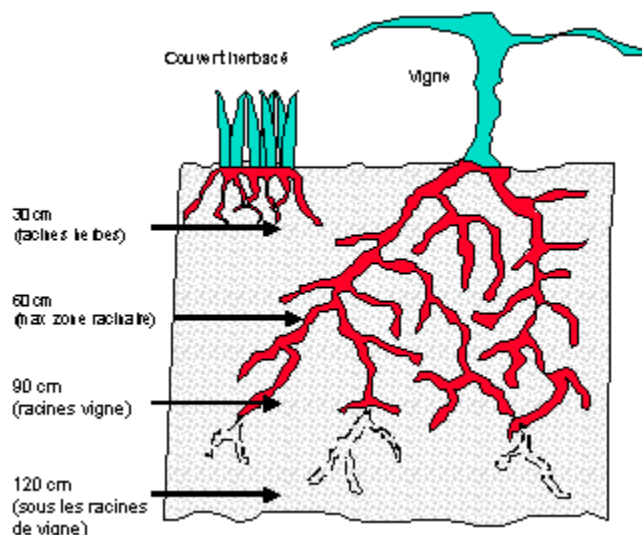


Figure III-26 : Profondeurs de suivi des capteurs sur site.

III.6.1.2. La station de mesure

Nous avons instrumenté un système (rang+inter-rang de vigne) dans chaque parcelle. Les quatre stations de mesure par parcelle ont été placées à intervalle régulier sur la rangée d'une longueur totale de 110 mètres : une station pour chacune des extrémités de la rangée (conditions aux limites) et deux intermédiaires pour la répétabilité de la mesure (figure III-27). Chaque station comprend un point de mesure sous le rang de vigne et un point dans l'inter-rang. En considérant les quatre profondeurs de suivi, nous dénombrons 64 points de mesure au total sur l'ensemble des deux parcelles.

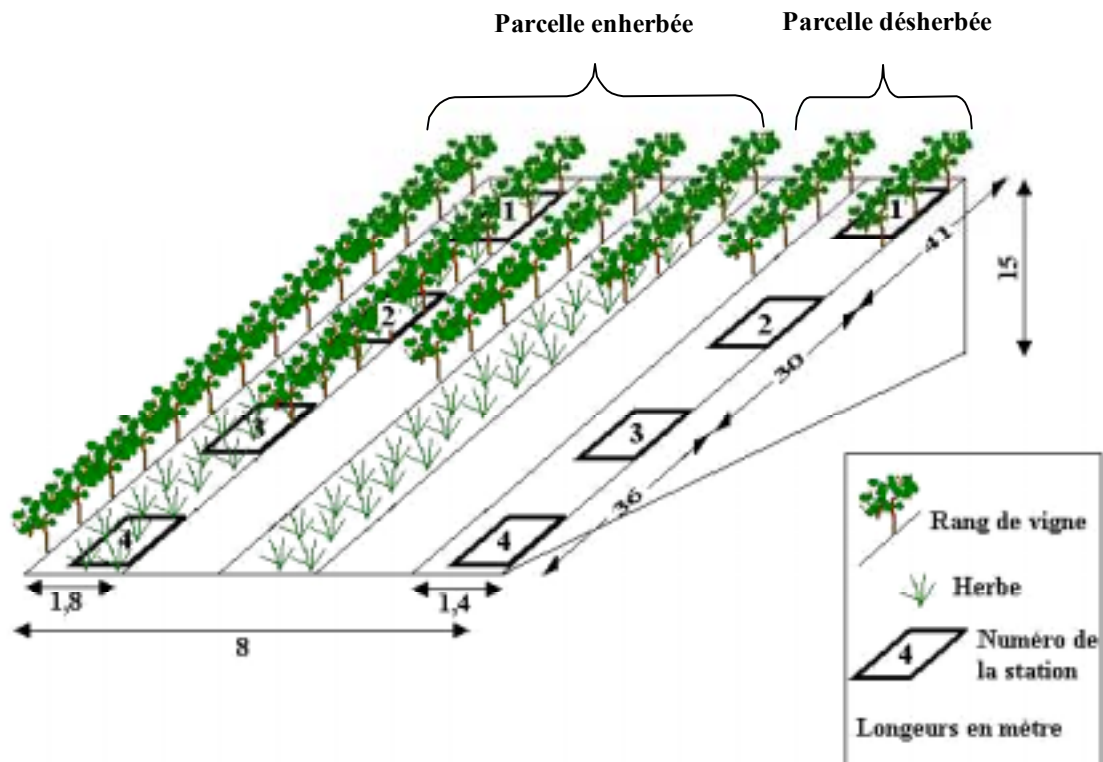


Figure III-27 : Morphométrie du site instrumenté, site de Rouffach (68, France).

Nous adoptons la nomenclature suivante pour nommer les stations de mesures. Nous désignons par le préfixe E ou D la parcelle enherbée ou désherbée. Ensuite la position dans le rang et inter-rang est différenciée par les lettres I ou R. Les chiffres désignent la profondeur (30, 60, 90, 120) et le numéro de station (1, 2, 3 ou 4). Ainsi la station DR34 représente la parcelle désherbée, rang, profondeur 30 cm et la station 4 en bas de parcelle.

III.6.1.3. Périodicité des mesures

Les évolutions des paramètres variant de plus en plus lentement au fur et à mesure de la profondeur (excepté à la surface) et en associant la contrainte en personnel, un suivi hebdomadaire sur toute l'année a été adopté.

III.6.2. Les tensiomètres

L'origine du tensiomètre remonte à Korneff en 1926, chercheur russe immigré en France. Il a ensuite subi des améliorations, sur la qualité de la céramique, et sur le capteur de pression. Richards (1960) écrivait que « quand on travaille sur l'eau du

sol, l'instrument de base est le tensiomètre ; il l'est comme le voltmètre pour l'électricien, et ceci pour des raisons entièrement analogues ».

Le manomètre à mercure était très utilisé jusque dans les années 80, puis les capteurs de dépression à membrane, beaucoup plus pratiques, moins dangereux, et moins onéreux, ont envahi le marché (Gaudin *et al.*, 1998).

L'appareil portatif choisi est un tensiomètre électronique à aiguille hypodermique SMS 2500 S de la société SDEC. La canne tensiométrique est constituée d'une céramique poreuse, collée à une extrémité d'un tube creux en PVC, et d'un bouchon auto-cicatrisant. Elle est remplie d'eau dégazée afin d'éliminer le gaz dissous.

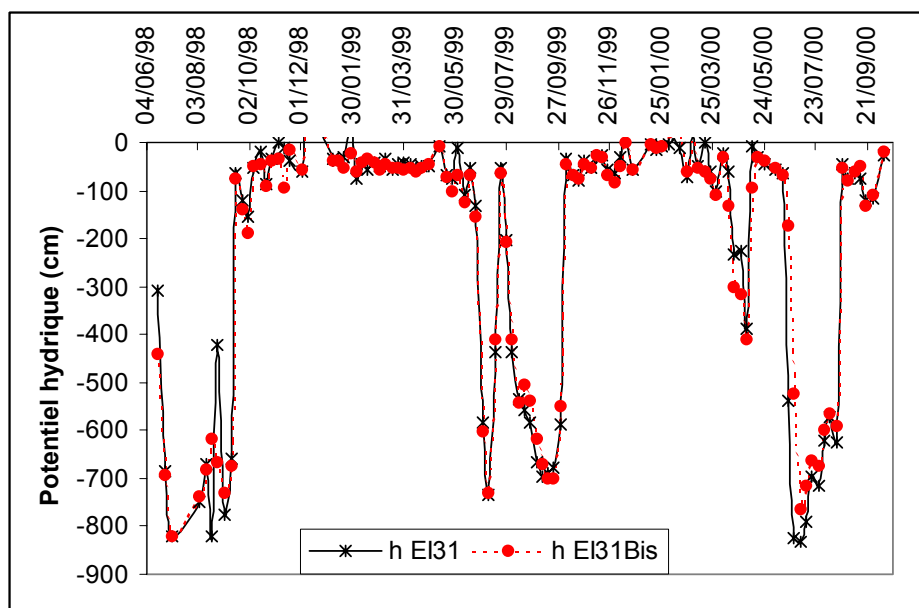


Figure III-28 : Comparaison du potentiel matriciel du sol à la profondeur de 30cm en inter-rang de la parcelle enherbée, de juin 1998 à septembre 1999, (Rouffach, 68, France).

Il faut étalonner le capteur de pression dans toute la gamme de potentiel rencontré, mesurer la pression dans l'air de la canne plutôt que dans l'eau, attendre quelques minutes que la pression se stabilise, et enfin garder une hauteur d'air constante dans la canne, que l'on mesure à chaque fois. L'AFNOR (1996) recommande en plus d'effectuer les mesures à la même heure, pour éviter des écarts liés au changement de température, qui sont de l'ordre 0.2% de la valeur mesurée par °C.

La calibration du système a été réalisée selon le protocole de Thony *et al.*, (1989), en deux étapes : une pour les faibles dépressions (0 à 200 mbars avec une colonne d'eau) et une pour les fortes (500 à 900 mbars avec une pompe à vide et manomètre), le montage est présenté en annexe 6.

Les résultats sont corrects, puisque sur l'ensemble de la plage de mesure, l'erreur relative s'élève à 2%.

Nous avons aussi étudié la répétabilité de la mesure *in situ*, en disposant à la même profondeur de deux fois deux tensiomètres (résultats en figure III-28). Les mesures sont effectuées toujours au même moment de la journée. L'erreur que nous pouvons nommée erreur spatiale est ainsi estimée entre 1 à 15%. Ceci implique que la comparaison des valeurs de tensiométrie ne peut être considérée au mieux que pour des différences supérieures au cumul des deux erreurs.

III.6.3. La mesure d'humidité.

Les techniques recensées de mesures de l'humidité volumique du sol se réduisent à quatre. Elles sont présentées et détaillées dans de nombreux ouvrages dont ceux de Musy et Soutter, (1991), Kutilek et Nielsen, (1994) :

1. le prélèvement à la tarière, méthode gravimétrique et destructive, non réalisable pour des raisons de répétabilité ;
2. méthode basée sur la sonde à neutron, déconseillée pour des raisons de sécurité ;
3. méthode indirecte capacitive ;
4. méthode indirecte basée sur la Time Domain Reflectometry (TDR).

Nous avons choisi cette dernière méthode pour des raisons de rapidité de la mesure, de moindre perturbation du milieu et d'économie.

III.6.3.1. Principe

La TDR date de la fin des années 1980, son principe de fonctionnement est basé sur la mesure du temps de transit d'une onde électromagnétique envoyée dans un sol.

Ce temps de transit ne dépend que de la constante diélectrique du matériel dans lequel la mesure s'effectue. La différence entre la constante diélectrique de l'eau ($\epsilon = 81$) et celle d'un sol sec ($\epsilon \approx 5$) permet donc de connaître la teneur en eau d'un sol par une relation établie entre la constante ϵ et la teneur volumique en eau sous le nom de Polynôme de Topp (Topp *et al.*, 1980).

Autrement dit, la TDR estime la teneur volumique en eau d'un sol en mesurant le temps de transit (entre 0.1 et 0.9 ns) d'une onde envoyée par une sonde.

La méthode de la TDR TRIME (Time Domain Reflectometry with Intelligent Micromodule Elements), mesure directement le temps de transit que met l'onde électromagnétique pour circuler dans le sol, en s'affranchissant du temps de transit de l'onde dans le câble et dans la sonde. L'appareil affiche alors directement la valeur d'humidité volumique du sol, après la mesure de la conductivité électrique (TDR level) de ce dernier (Auzet *et al.*, 1996).

Plusieurs sondes sont actuellement sur le marché. Celle qui nous semblait la mieux adaptée pour notre site est la sonde TDR Trime Tube (TRIM-FM, 1998) de IMKO GmbH (Im Stoeck 2D-76275, Ettlingen, GERMANY, <http://www.imko.de>). Cette sonde s'insère dans un tube PVC introduit au préalable dans le sol (un délai de 4 semaines doit être respecté avant la première mesure). La valeur de teneur en eau mesurée résulte de l'intégration moyennée de toutes les mesures sur l'ensemble de la longueur du guide d'onde, de 18 cm. La mesure s'effectue selon le pas d'espace désiré (avantage majeur de la technique), afin d'obtenir un profil de teneur volumique en eau (figure III-29).

Cependant, des matériaux tels les argiles ou les sols à forte teneur en matière organique nécessitent une calibration spéciale, car leur comportement diélectrique diffère. Au-dessus de 40% d'humidité volumique, on constate une plus grande différence entre les temps de transit des ondes de la sonde et l'humidité volumique mesurée par gravimétrie. Cela est lié au fonctionnement propre de la sonde et à une baisse de l'exactitude de la mesure.

Cet outil présente l'avantage de mesurer l'humidité volumique à la surface du sol, ce qui ne peut se faire avec la sonde à neutron, en raison de la fuite des neutrons dans l'atmosphère.

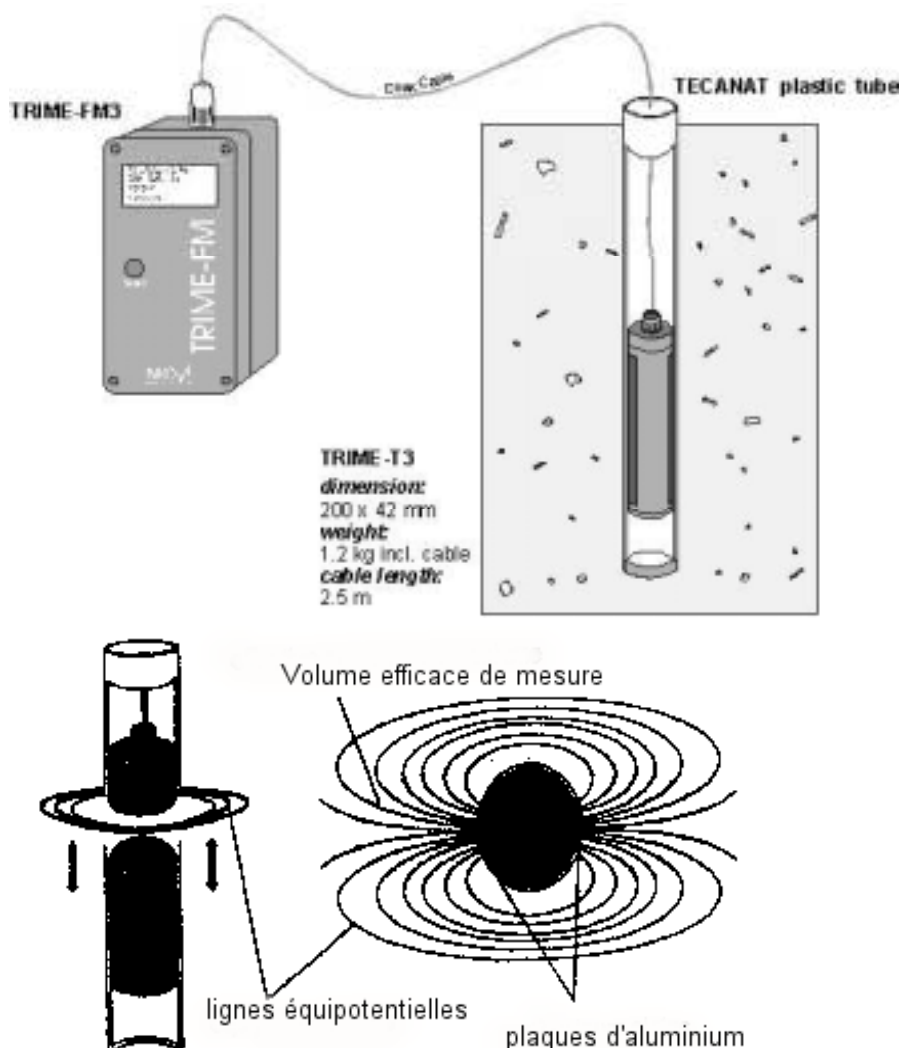


Figure III-29 : Schémas de la sonde TDR Trime de IMKO (TRIME-FM, 1998).

III.6.3.2. Utilisation, étalonnage en laboratoire et in situ

Nous essayons de mieux comprendre la mesure de la sonde. Pour cela, nous nous sommes livrés à quelques expérimentations simples et des résultats plus ou moins concluants ont été obtenus (Cailler, 1999; Eckert, 2000).

Dans un premier temps, en laboratoire, nous avons vérifié que le diamètre d'action de la sonde TDR correspond aux 10 centimètres spécifiés par le constructeur, ce qui représente une couronne réelle de mesure entre 44 et 100 mm de diamètre. Un étalonnage sur sol remanié a permis de vérifier les paramètres de calibration de la sonde et de vérifier que le principe de la mesure donne des résultats valables.

Sur le site, nous constatons une grande variabilité des mesures, selon l'orientation des guides d'onde de la sonde autour de l'axe de mesure (figure III-30). Cette variabilité est due à trois causes principales : l'anisotropie de la mesure avec des lignes équipotentielles privilégiées, l'hétérogénéité naturelle du sol et le contact entre la sonde-tube-sol. En effet une poche d'air ou un élément grossier tel un caillou, présents dans le volume de sol sondé, influent sur la teneur en eau mesurée par la TDR. L'activité de la micro-faune peut modifier la mesure. En pratique, l'insertion des 16 tubes a été effectuée à l'aide d'un vibropercuteur dont le diamètre de forage est légèrement inférieur au diamètre du tube PVC. Le tube est alors enfoncé en force pour assurer un maximum de contact.

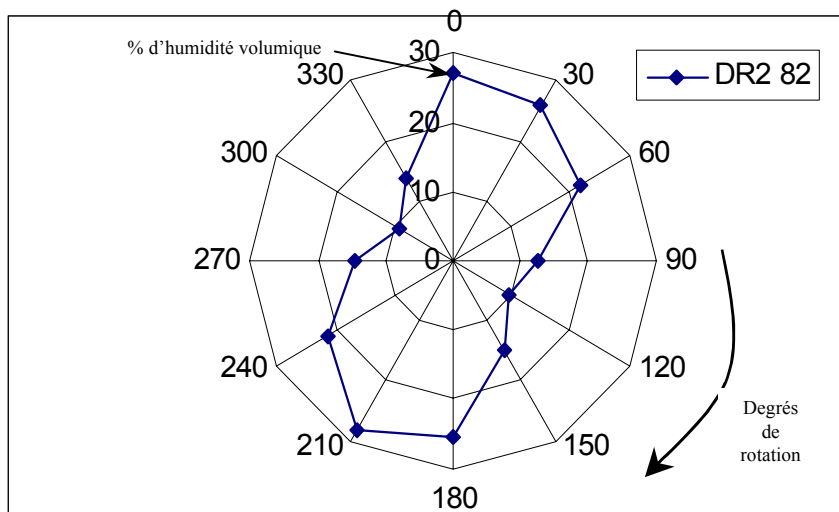


Figure III-30 : Exemple de variation de teneur en eau sur une section du tube DR2 à la profondeur de 82 cm le 21/06/99, site de Rouffach (68, France).

Ceci soulève aussi le problème de la méthode d'insertion du tube qui doit être très rigoureuse. Nous soulignons la difficulté d'insérer des tubes de 44 mm de diamètre sur une profondeur de 2 m, en gardant un bon contact entre le sol et le tube.

Afin de limiter les sources d'erreur, un même protocole de mesure est appliqué sur le terrain. La mesure retenue à une profondeur donnée correspond à la moyenne des mesures sur une même section.

Nous comparons aussi régulièrement la teneur en eau obtenue par la méthode gravimétrique (sondage à la tarière) et méthode TDR (figure III-31, tableau III-11). Cette comparaison nécessite la connaissance de la densité apparente sèche, non définie avec précision, qui impose d'utiliser des intervalles.

Pour chaque mesure, au moins une valeur mesurée avec la TDR appartient ou du moins est proche de l'intervalle de teneurs en eau issues de la méthode gravimétrique. Les valeurs minimales de la TDR sont nettement inférieures à celle de la méthode gravimétrique. Cette différence indique un volume de mesure réduit, ce qui signifie qu'une hétérogénéité perturbe la mesure. Dans ce cas, seules les valeurs relatives peuvent être utilisées, notamment pour le suivi des variations de stocks.

Emplacement	Profondeur	Intervalle de Teneurs en eau volumique mesurées avec la TDR (%vol)	Intervalle de Teneurs en eau pondérale converties en volumique (%vol)
Désherbé Rang	[10-28]	[24.9 ; 26.2]	[21.0 ; 24.0]
	[10-28]	[27.9 ; 28.5]	[23.6 ; 26.9]
	[28-46]	[21.1 ; 22.1]	[22.1 ; 25.5]
	[28-46]	[22.4 ; 23.2]	[22.4 ; 25.8]
	[46-64]	[9.9 ; 23.6]	[26.0 ; 28.7]
	[46-64]	[21.5 ; 24.1]	[23.2 ; 25.5]
	[64-82]	[15.1 ; 24.2]	[23.7 ; 26.7]
	[82-90]	[21.1 ; 25.5]	[25.6 ; 26.6]
Enherbé Rang	[10-28]	[12.7 ; 27.4]	[20.8 ; 25.2]
	[28-46]	[13.4 ; 22.8]	[20.9 ; 25.3]
	[46-64]	[12.9 ; 26.6]	[21.6 ; 25.0]

Tableau III-11 : Exemple de comparaison des teneurs en eau obtenues par la méthode gravimétrique et par la sonde TDR, avril-juillet-septembre 1999, site de Rouffach (68, France).

La courbe de rétention $\theta(|h|)$ aurait pu être obtenue en faisant correspondre les mesures de terrain de succion et d'humidité, si comme pour le tensiomètre, la mesure TDR était effectuée, non pas sur une moyenne de 18 cm (longueur du guide d'onde), mais ponctuellement.



Figure III-31 : Photographie de la sonde TDR Trime de IMKO, avec la tarière pour la comparaison des mesures, sur la parcelle enherbée, site de Rouffach (68, France).

Ainsi, de l'expérience que nous retirons de l'utilisation de la sonde TDR, nous concluons que le principe de mesure, quoiqu'indirect, est bon, à condition que le contact avec le sol soit excellent et que le sol ne présente pas d'hétérogénéité forte. Pour une installation non destructrice, l'insertion des tubes étant déterminante dans la qualité des mesures, il est préférable alors d'utiliser une sonde avec capteur *in situ*. Ce type de capteur se présente soit sous forme de broche (de marque IMKO

aussi), soit sous forme de segment indépendant (par exemple Soil Moisture). La perturbation occasionnée lors de l'installation est moindre en raison d'un diamètre de sonde inférieur (inférieur à 15 mm contre 44 mm pour la sonde Trime de IMKO). En revanche, nous devons écarter les sondes broches pour les mesures de profondeur (supérieur à 30-40 cm). En effet le système broche donne une humidité moyennée sur toute la longueur du guide d'onde (environ 20 cm). Au delà de la longueur des broches, l'installation de la sonde nécessite de creuser à la profondeur voulue. Nous pouvons alors opter pour un système segment à diode. La mesure s'effectue par segment de longueur déterminée, jusqu'à 1.20 m de profondeur. Ces deux systèmes sont certes plus onéreux mais ils assurent après un certain temps un meilleur contact avec le sol.

Soulignons que ce sujet fait l'objet d'un projet du Programme National de Recherche en Hydrologie (PNRH 2001), coordinateur J.P. Laurent, du LTHE dont l'intitulé est « Optimisation de méthodes diélectriques pour l'hydrologie », www.lthe.hmg.inpg.fr/MeDiTE. Nous avons participé à une expérience dans le cadre de l'axe 1 de ce projet : Intercomparaisons. Le type de sonde de deuxième génération qui permettrait de mieux relier le signal avec la teneur en eau du sol est plutôt basé sur la spectroscopie d'impédance dans le domaine temporel (TDS).

III.6.3.3. Les sondes thermiques

Le capteur de mesure de température (Mesurex : FIT-PT100, mars 1998) est une sonde en platine prolongée par un câble d'extension à trois conducteurs isolé par du Téflon, et d'un boîtier de mesure. L'avantage de cette sonde est que la longueur du câble n'a aucune influence sur le résultat de la mesure (pour une longueur inférieure à 10 m), et que l'isolation en Téflon permet de faire des mesures dans des liquides ou dans les milieux poreux.

Les sondes ont été fixées sur les bougies poreuses ou sur les tensiomètres. Ainsi les mesures de températures sont effectuées aux mêmes points que la prise d'échantillon.

Une calibration a été effectuée en laboratoire. Il en ressort qu'après application d'une correction de -0.5°C , l'incertitude sur la mesure est de 0.8°C pour une valeur garantie à 97% (Eckert, 2000).

50 capteurs ont été ainsi installés sur le site.

III.6.3.4. Bougies poreuses

Après une réflexion sur les moyens de quantifier à long terme la solution du sol et d'évaluer la qualité des eaux de drainage naturel, la méthode des bougies poreuses semble présenter le moins d'inconvénient pour un suivi continu.

En effet, le prélèvement in situ à la tarière d'échantillon de sol puis extraction de l'azote au « KCl » molaire, quoique considéré comme fiable, a été écarté en raison d'un suivi sur du long terme par une méthode non destructive. Le lysimètre, très répandu dans les études de l'INRA, est un dispositif qui isole une colonne de sol et comporte à sa base un système de récupération des eaux qui percolent (Ballif et Muller, 1990). Ce dispositif a été écarté en raison de la difficulté de mise en place, du coût et de la perturbation sur le terrain.

Les bougies poreuses ont trouvé un emploi efficace, depuis la fin des années 70, dans le prélèvement de solutions liquides dans des terrains dont les potentiels

hydriques au moment de l'extraction sont compatibles avec cette technique. Cette méthode présente des avantages indéniables : simplification de mise en œuvre ; faible gêne pour les pratiques culturales ; coût peu élevé ; mesures non destructives et continues pendant une longue période de temps. En revanche, cette méthode ne permet que la mesure de la concentration, et ne permet pas la mesure du drainage naturel qui est estimé par l'ensemble du dispositif (annexe 6).

De nombreux auteurs (Bernhard et Schenck, 1986, Bouarfa *et al.*, 1993, Morell et Sanchez-Perez, 1999) ont validé les bougies poreuses pour le suivi des nitrates. Aucune interaction entre la bougie et l'élément chimique n'a été relevée. Par contre ces mêmes auteurs ne conseillent pas cette méthode pour les suivis d'ammonium et de nitrite (quoique acceptable pour ce dernier).

L'emploi des bougies poreuses pose le problème des représentativités chimiques et spatiales de l'échantillon. Une zone d'influence de 15 à 20 cm se distingue autour de la céramique poreuse. Le transfert d'eau du sol à la bougie poreuse résulte de la mise en équilibre de la bougie poreuse préalablement mise en dépression avec le sol. L'extraction est effectuée sous une dépression d'environ 700 mbars, alors que la succion du sol est inférieure. Aucune réponse exacte n'est fournie pour connaître les origines spatiales (sphère de prélèvement) et physiques de l'eau échantillonnée (eau libre, eau liée), contrairement à la mesure par extraction qui prend en compte l'ensemble de la solution du sol susceptible d'être absorbée par les racines. En revanche, en tenant compte de la grande solubilité instantanée des nitrates dans l'eau, la concentration dans l'eau liée devant être identique à celle dans l'eau libre, nous pouvons conclure que la solution prélevée est bien représentative pour la concentration en nitrate du sol.

La mise en place des bougies poreuses est verticale. Ce mode de pose présente l'avantage d'être peu perturbateur pour le sol et d'être de mise en œuvre très aisée. Cependant il présente le risque non négligeable de permettre des écoulements préférentiels verticaux le long de la canne. Il faut aussi veiller à ce que le colmatage des pores de la céramique ne gênent pas l'échantillonnage.

De manière générale, quelles que soient les précautions prises lors de leur mise en place, les bougies poreuses modifient les caractéristiques physiques et chimiques de l'eau du sol que l'on veut prélever.

La dépression effectuée à la pompe à vide (manuelle puis électrique portative) 48 heures avant le prélèvement de solution doit être supérieure à la succion du sol mais inférieure à la pression d'entrée d'air de la céramique (1 bar), soit environ -700 mbars.

Les échantillons recueillis toutes les semaines sont acheminés conservés en glacière à 4°C, filtrés et analysés au Laboratoire d'Etude des Eaux de l'ENGEES (figure III-32).

Les analyses d'azote minéral sont effectuées par dosage colorimétrique à l'aide d'un analyseur automatique à flux continu qui allie rapidité et précision, de marque Alliance.

Nous aurions pu choisir un système couplé tensiomètre/extracteur de solution du sol, dénommé Tensionic (Moutonnet *et al.*, 1989, Moutonnet et Fardeau, 1997). Cependant ce choix a été écarté en raison du faible volume d'échantillonnage (10 ml), suffisant pour l'analyse d'azote, mais pas assez pour des perspectives de suivi de produits phytosanitaires du sol.



Figure III-32 : Equipement pratique (pompe à vide électrique, flacon, glacière) pour le prélèvement de la solution du sol, sur la station 4 de la parcelle désherbée, site de Rouffach (68, France).

III.6.4. Le ruissellement

Le ruissellement n'obéit pas à des règles mathématiques simples, mais il relève du jeu complexe de facteurs (texture, structure, richesse en matières organiques, humidité initiale, état de surface) qui font varier, avec le temps, la capacité d'infiltration du sol au gré des événements climatiques (Boiffin, 1984).

Notre objectif n'est pas de caractériser la genèse du ruissellement, mais d'évaluer l'influence de l'herbe et de quantifier les pertes azotées par ruissellement selon le mode de couverture de la parcelle et d'en tenir compte au niveau du calcul des bilans hydrique et azoté. Cependant, quelques notions sont abordées, car indispensables pour l'instrumentation.

Nous appelons placette, des portions de parcelle de surface égale, équipées pour une étude scientifique. En ce qui concerne le projet EVA, les placettes permettent de comparer la génération du ruissellement selon le couvert végétal et suivant la pente. Elles permettent surtout d'évaluer les pertes en eaux et en nitrates afin de les intégrer dans les bilans hydrique et azoté. Outre le projet EVA, le site fait aussi l'objet d'une étude sur l'efficacité comparée de traitements phytosanitaires classique et séquentiel (Weissenberger et Tournebize, 2001).

III.6.4.1. Etude hydrologique préliminaire

Dans le Haut-Rhin, les coefficients de ruissellement, c'est-à-dire le rapport entre la lame d'eau ruisselée et la lame d'eau précipitée, sont de l'ordre de 0.15 à 0.2 (Gaildraud, 1996). En Suisse, pour une pente à 10% dans les vignes, le coefficient de ruissellement est de 0.34 (0.23 pour 4% ; 0.27 pour 6% ; 0.31 pour 8% ; 0.4 pour 15% ; 0.45 pour 20%), (Walch *et al.*, 1986).

Or, il est connu que la pente et la longueur de la pente augmentent l'effet du ruissellement par une accélération des écoulements, une capacité d'arrachement et de transport plus importante (Angeliaume, 1997).

Les placettes offrent une pente comprise entre 10 et 15%, nous pouvons donc nous attendre à un coefficient de ruissellement maximum de 40%, pour un événement pluvieux extrême. Cependant dans un objectif de dimensionnement réalisable sur site, nous considérons un coefficient moyen de ruissellement de 10% pour une pluie de période de retour inférieure à 10 ans, au risque de perdre quelques informations sur des événements rares et extrêmes.

III.6.4.2. Dimensionnement

Le dimensionnement des placettes résulte de l'adéquation entre le volume de cuve disponible, la surface d'étude et la pluie considérée, réduite au coefficient de ruissellement de la zone.

En utilisant les lois classiques de l'hydrologie, une loi de Gumbel a pu être calée sur les pluies observées. Les résultats à différentes périodes de retour sont présentés au tableau III-12.

Pluie max. journalière mensuelle (mm)	ETE	HIVER
T=10 ans	54.7	28.8
T=5 ans	46.4	25.1
T=2 ans	33.7	19.4

Tableau III-12 : Calcul des pluies maximales journalières (mm), sur le site de Rouffach (68, France).

La pluie journalière de projet a été évaluée à 60 mm pour une période de retour de 10 ans. En estimant le coefficient de ruissellement dans le vignoble à 10%, le volume obtenu s'élève à 420 l pour 70 m².

III.6.4.3. Le dispositif

Trois placettes d'étude ont été délimitées sur le site (figure III-33). La cuve 1 correspond à la placette désherbée haut, avec une pente de 15%. La cuve 2 et la cuve 3 correspondent respectivement aux placettes désherbées bas, et enherbée bas.

III.6.4.4. L'installation

Les expériences locales du Spechbach (contact M. Lasserre, ITCF) ont permis de déterminer les matériels à acquérir. Dans la conception, le travail d'Igounet, (1997) a fortement inspiré notre réalisation. Les travaux sont ainsi basés sur la méthode de type Wischmeier (1966), cité notamment dans les travaux de Roose, (1977) et Mietton, (1988).

Une parcelle de type Wischmeier consiste à isoler hydrauliquement une surface et à recueillir les eaux de ruissellement dans des cuves en aval.

Bien que les couloirs entre les rangées de vigne canalisent l'eau de ruissellement de manière presque indépendante les uns des autres, l'isolement physique des placettes étudiées a été réalisé avec des bordures plastiques de jardin. Le système d'interception des eaux ruisselantes a, dans un premier temps (mai 1998), été constitué de lames d'acier à demi enterrées dans le sol en bas de placette. Les eaux étaient d'abord recueillies dans des regards en PVC type assainissement pluvial. Ce système ayant montré ses limites, nous l'avons remplacé par un système d'avaloir, en PVC et grille acier, type assainissement individuel, en juin 1999.

L'eau est acheminée aux cuves de mesure par des tuyaux PVC. Ces tuyaux sont enterrés, avec une pente suffisante permettant l'écoulement.

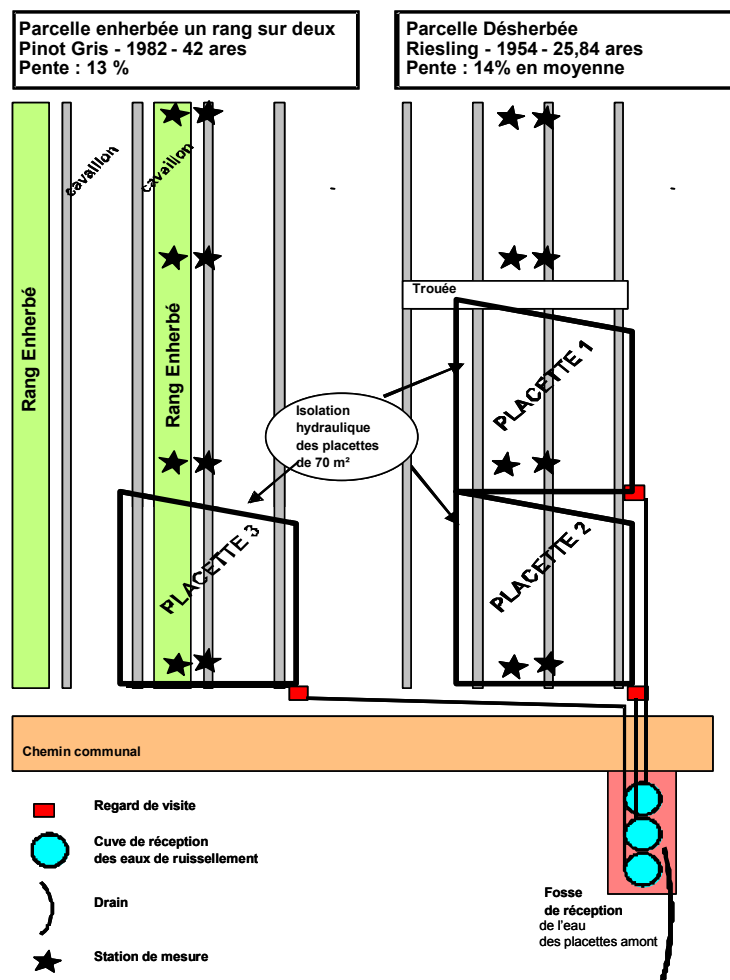


Figure III-33 : Dispositif de suivi du ruissellement, site de Rouffach (68, France).

Les cuves (plastiques puis inox) ont une contenance de 230 l puis 250 l, étalonnées. Un dispositif de sécurité a été associé afin de ne pas perdre d'information en cas d'événements pluvieux exceptionnels. Il s'agit d'un système à partiteur, qui relie les cuves de mesures à des cuves auxiliaires. Le volume total s'élève alors à 480 l.

Toute la conception du système a été basée sur la minimisation de la gêne aux pratiques culturales.

III.6.4.5. Protocole

Les volumes ruisselés sont mesurés après chaque épisode ruisselant dans la limite de deux visites hebdomadaires. Les pertes en terre sont estimées, et servent seulement d'indice, puisque il n'a pas été installé de piège à sédiment.

L'échantillonnage de l'eau de ruissellement s'effectue après homogénéisation des eaux recueillies. Le pH et la température sont aussi mesurés *in situ*. Les analyses des matières en suspension (MES), nitrate, ammoniac, nitrite, et azote total sont effectuées au laboratoire d'Etude des Eaux de l'ENGEES.

III.6.4.6. Limites du système

Nous recensons deux limites au suivi du ruissellement.

N'étant pas sur place, le suivi n'a lieu que lors des visites hebdomadaires (lundi et mercredi). Pour palier ce problème, un suivi systématique composé d'un capteur de niveau, et d'un préleveur automatique aurait permis d'assurer un suivi continu et rigoureux.

Il faut souligner que chaque parcelle élémentaire étant isolée de son environnement naturel, et tout particulièrement des apports d'eaux et de colluvions provenant de l'amont, l'extrapolation des résultats à l'ensemble de la parcelle n'est pas envisageable. Ils ont surtout une valeur comparative, inconvénient classique avec la méthode de type Wischmeier.

III.6.5. Récapitulatif du dispositif instrumental

Depuis le début du suivi expérimental (mai 1998), les paramètres de suivi des bilans hydriques et azotés a nécessité l'implantation de 64 tensiomètres, 64 bougies poreuses, 50 capteurs de température, générant quelques 30 000 données, sur la base d'un pas de temps hebdomadaire (tableau III-13).

La figure III-34 présente un récapitulatif des fonctions des capteurs. La batterie de tensiomètres permet de déterminer un gradient de charge. Ce gradient de charge associé à la loi de Darcy aboutit au calcul du flux drainé. Les mesures d'humidité illustrent les variations de stock en eau sur le profil. Le produit de la concentration en nitrate avec le stock en eau conduit à calculer le stock en nitrate du profil. Enfin, le produit du flux drainé avec la concentration en nitrate à la base inférieure du profil (en dessous de la zone racinaire) détermine le lessivage de nitrate.

Matériel	Bougies poreuses	Tensiomètres	Sonde TDR	Capteurs de températures	Ruissellement
Marque ou type	SDEC	SDEC	TRIME TUBE de IMKO	Mesurex	Type Wischmeier
Caractéristiques et Gamme de mesure	Canne PVC longueur de 45 à 135cm	Canne PVC longueur de 45 à 135cm	16 Tubes PVC	Modèle FIT-PT100	3 placettes
	Diamètre extérieur 63mm	Diamètre extérieur 21mm	Profondeurs explorées [80 ; 180cm]	Sonde platine	Isolation hydraulique : bordure de jardin
	Longueur de la céramique 92mm	Longueur de la céramique 75mm	Guide d'onde de 18 cm	Connexion 3 conducteurs	Interception eau ruissellée : lame acier puis avaloir
	Taille des pores 3µm	Taille des pores 2µm	Diamètre Sonde 44mm		Tuyaux PVC
	Conductivité hydraulique 2.8 10 ⁻⁸ m/s	Conductivité hydraulique 5.5 10 ⁻⁷ m/s	Diamètre d'action 100mm		Volumes : 250 l + partiteurs = 500 l
	Bouchon silicone	Pression d'entrée d'air 1.5 bars	Boîtier à lecture directe		<u>Paramètres mesurés :</u>
	Pompe manuelle puis électrique	Capteur de pression SMS 2500 S de SDEC	Câble coaxial		Physiques : Volume, T°
	Flacons en verre	Bouchon autocicatrisant	Panne en 2000		Chimiques : MES, Nitrite, Nitrate, Ammoniac, pH
	Analyse colorimétrique sur Flux continu	De 0 à -999 Hpa Vérification annuelle, Erreur relative 2%, Erreur aléatoire : 10%	De 0 à 60% Etalonnage annuel	-10°C à +30°C Correction : 0.5°C Incertitude : 0.8°C	
Nombres de capteurs	64	64	128	50	3
Nombres de mesures [mai 98, oct 00]	7700	7700	15500	5000	1000

Tableau III-13 : Récapitulatif de l'instrumentation du site de Rouffach (68, France).

III.7. Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons décrit le site expérimental et l'instrumentation.

Le choix du site s'est orienté sur un site déjà connu des professionnels pour les présentations des actions agri-environnementales : le domaine du LEGTA de Rouffach (68, France).

Ce site est représentatif d'un contexte pédo-climatique alsacien. Des analyses climatiques et pédologiques décrivent ce site. Bien que localisée dans une zone à pluviométrie faible par rapport à la moyenne observée en Alsace, situation théoriquement favorable pour étudier la concurrence hydrique de l'association vigne/herbe, la zone de Rouffach a bénéficié d'une pluviométrie exceptionnellement forte pour les années 1999-2000, avec une mention spéciale à l'année 1999 qui détient le record de pluviométrie sur les soixante-dix dernières années. L'année 1998, le suivi ayant été mis en place à partir de mai, se place dans la moyenne climatique annuelle du site.

Le type de sol sur lequel les parcelles expérimentales sont implantées est représentatif de 20% de la surface du vignoble. Il s'agit d'un sol brun calcaire sur limon d'apport éolien, de texture Limono Argileuse, d'un sol à caractéristiques hydrodynamiques, texturales moyennes, sans contraintes apparentes, présentant des conditions favorables à la culture de la vigne et à un enherbement partiel.

Les parcelles de vigne choisies correspondent à des cépages de Riesling et Tokay Pinot Gris. Le mode de conduite est classique. La seule différence entre parcelle réside dans la pratique de l'enherbement, toute chose étant égale par ailleurs.

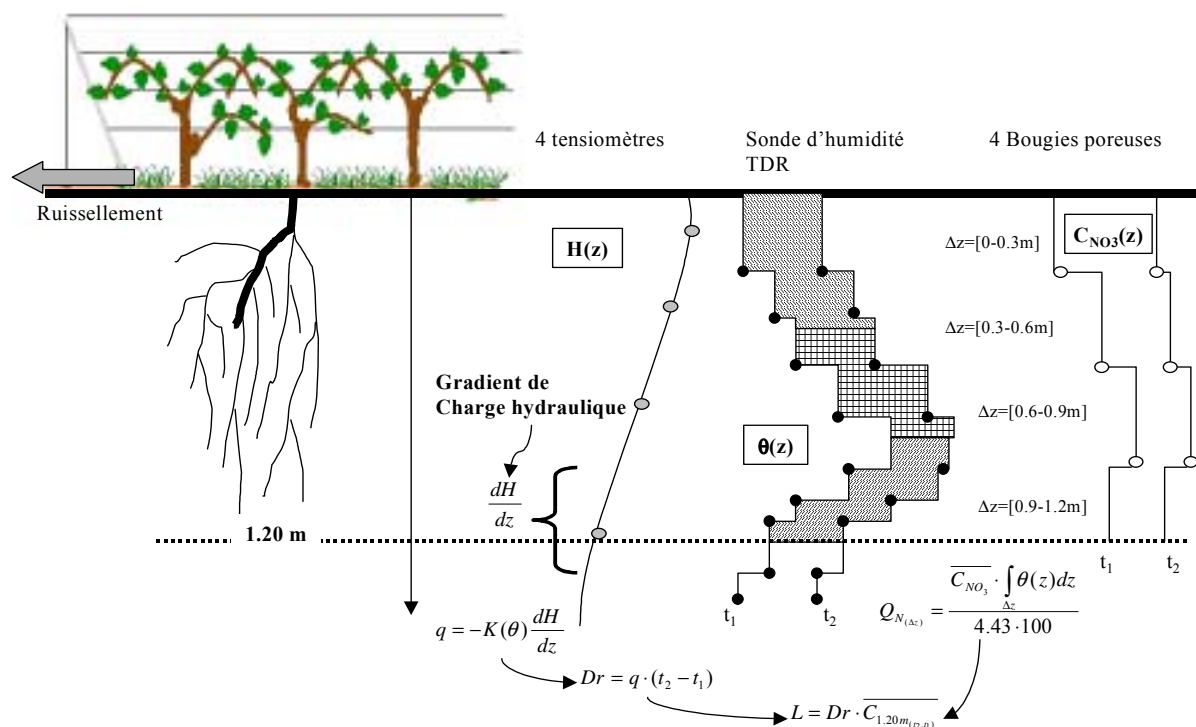


Figure III-34 : Schéma récapitulatif du matériel présent sur une station de mesure, des variables qu'il permet de suivre et des méthodes de détermination du drainage Dr (mm), du stock d'eau (mm) et de nitrate (kgN/ha) présent dans une tranche de sol Dz et du lessivage L (kgN/ha).

La vigne semble développer des capacités d'adaptation très prononcées aux itinéraires techniques. En revanche, elle montre moins de facilité d'adaptation au type de sol tant du point de vue de la structure que de la composition du sol.

L'impact réel d'un itinéraire technique s'observe principalement dans notre cas sur la structure racinaire :

- la compaction du sol, défavorable à l'extension racinaire, induite par les passages d'engin dans le rang ;
- l'approfondissement de la structure racinaire de la vigne face à la concurrence racinaire de l'enherbement.

Ceci permet de dresser une géométrie des prélèvements racinaires à intégrer dans l'utilisation du modèle.

Pour les caractères biophysicochimiques du sol, l'impact est plus mitigé principalement à cause de l'incertitude des méthodes d'analyse et de la variabilité intrinsèque des paramètres. Cependant, nous retrouvons quelques tendances décrites au chapitre précédent :

- Au niveau structural la densité apparente transcrit bien un changement, témoignant d'une meilleure porosité dans les horizons intermédiaires (50 cm), propice à un meilleur développement racinaire, et à une meilleure circulation de l'eau (conductivité hydraulique à saturation deux à trois fois supérieure en enherbé qu'en désherbé). Nous constatons donc une amélioration de la bioporosité.
- Au niveau de l'azote total, l'influence de l'enherbement n'est pas flagrant. Notons que les profils d'azote total en présence ou en absence d'enherbement sont différents. Autant les concentrations en azote nitrique sont fortement diminuées par la présence de l'herbe. Nous verrons sa dynamique dans les chapitres suivants, autant nous n'avons pas constaté une redistribution de cet azote minéral en azote organique, comme la bibliographie l'indique. En effet les quantités mises en jeu ne sont pas comparables : 98% sous forme organique et moins de 2% sous forme minérale. Cet aspect soulève le problème de l'azote immobilisé par le couvert herbacé qui reste un potentiel polluant s'il est retourné en fin de cycle de vie de la vigne.
- Au niveau de la matière organique, la méthode d'analyse est à revoir. Cependant, comme pour l'azote, les profils de matière organique étant différents, il semble que l'enherbement ait pour effet d'augmenter le taux de matière organique dans l'horizon de surface qui supporte la présence d'herbe.

Tous ces éléments étudiés sont indispensables pour définir les paramètres de transport de masse intégrés dans la modélisation SWMS_3D.

L'instrumentation choisie reste classique, efficace et robuste pour un suivi hebdomadaire de longue période. Tensiomètres, capteurs de température, et bougies poreuses ont été installés à des points et profondeurs judicieusement choisis dans les deux parcelles expérimentales, dans le rang et l'inter rang. La seule originalité réside dans l'emploi de la sonde TDR. Il s'avère que, quoique le principe de la mesure ne soit pas mis en doute, le modèle choisi (TRIME Tube) n'est pas la solution idoine pour l'utilisation que nous en avons. Un modèle qui mesure la teneur en eau par segment aurait été plus performant.

Le dispositif expérimental adopté pour cette étude, même s'il ne permet pas d'atteindre une parfaite précision spatiale pour certains paramètres, constitue un bon compromis entre l'exigence scientifique et les contraintes économiques.

Chapitre IV : Analyse des mesures et calculs des bilans.

Après avoir présenté tous les éléments du site, de l'instrumentation et les méthodes, nous allons analyser les 30 000 données recueillies entre mai 1998 et octobre 2000.

Ce chapitre présente les résultats et conclusions obtenus sur le ruissellement (volume, exportation d'azote) et les termes des bilans hydriques et azotés pour les différents itinéraires techniques.

L'analyse des mesures des capteurs de la zone non saturée (température, succion, humidité et concentration en nitrates) se heurte à une difficulté majeure : la variabilité spatiale des paramètres étudiés.

Un milieu présentant une hétérogénéité pédologique, climatique et culturale donnée engendre une variabilité spatiale des concentrations en nitrates, de la teneur en eau et de la succion du sol. Cette situation peut être attribuée à la fois aux phénomènes naturels et intrinsèques des milieux, et à la technique de mesure propre à chacun des paramètres étudiés (Schenck et Delphin, 1996).

En ce qui concerne la technique, les volumes de sol concernés par les méthodes de mesure utilisées, ne sont pas identiques pour les trois paramètres étudiés. De plus l'importance du volume de sol impliqué est probablement susceptible de se modifier dans le temps, entraînant ainsi une baisse de performance de certains capteurs.

Le milieu édaphique intervient au niveau des processus biologiques microbiens sur le devenir de l'azote et au niveau de la circulation préférentielle de l'eau pour la succion et l'humidité.

Les analyses portent sur l'influence pour chaque paramètre des caractères enherbé/désherbé ; rang/inter-rang ; position le long du rang (selon la station 1 à 4). Pour chaque paramètre, nous étudions les variabilités intra-annuelles et inter-annuelles. Nous désignerons Désherbée, la parcelle qui subit un désherbage total chimique, Enherbée 1/2 la parcelle expérimentale enherbée un rang sur deux, cavaillon désherbé chimiquement, Enherbée 1/1 une parcelle fictive enherbée tous les rangs, cavaillon désherbé chimiquement.

Les termes puits/source introduits aux chapitres précédents sont déterminés par l'adaptation de l'algorithme de calcul de l'évapotranspiration d'une culture associée et par le paramétrage du logiciel STICS.

Enfin, tous ces éléments permettent le calcul des bilans hydriques et ainsi de conclure avec les expérimentations de terrain, à la faisabilité ou non de l'enherbement, et ainsi d'énoncer des conseils et recommandations.

IV.1. Le ruissellement

IV.1.1. Volume ruisselé

L'étude des volumes ruisselés montre que les épisodes ruisselants dépendent de la nature de la pluie et entre autre de son intensité. Nous remarquons aisément que le type de ruissellement (Hortonien ou pseudo « *saturation* ») sur sol humide ou sec, génère deux classes de volumes : quelques litres sont recueillis pour les ruissellements de type pseudo « *saturation* » pour une placette, plusieurs dizaines à

plusieurs centaines de litres pour les ruissellements de type Hortonien pour une placette (figures IV-1 et IV-2, NB : Les échelles sont différentes selon la placette). Signalons la présence de mousse en placette 1, désherbée haut pendant la période 1999. L'abondance des pluies et les traitements d'herbicides ont favorisé l'apparition et le développement de cette mousse, qui a été arasée manuellement pendant l'automne 1999. De part nos observations de terrain, nous constatons que cette mousse a eu pour effet de limiter le ruissellement Hortonien, agissant comme une éponge. Dans la pratique, nous remarquons que les volumes ruisselés dépendent principalement de l'état et de l'humidité de surface.

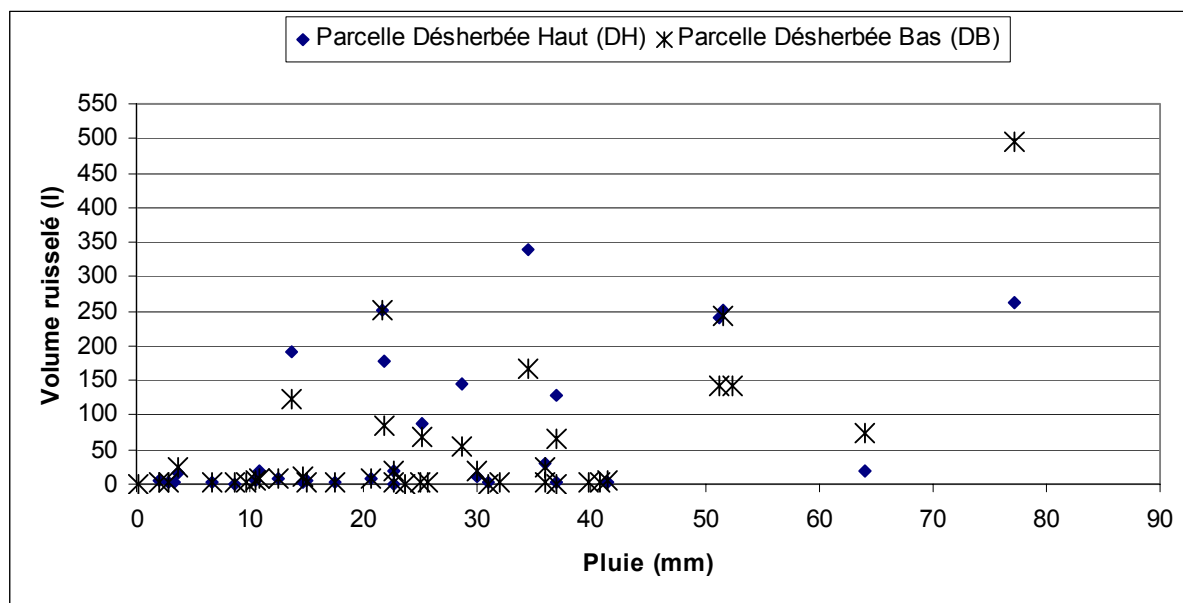


Figure IV-1 : Volume ruisselé en fonction de la pluviométrie mesurée entre deux visites, pour les placettes désherbées (DH et DB), de mai 1998 à octobre 2000, site de Rouffach (68, France).

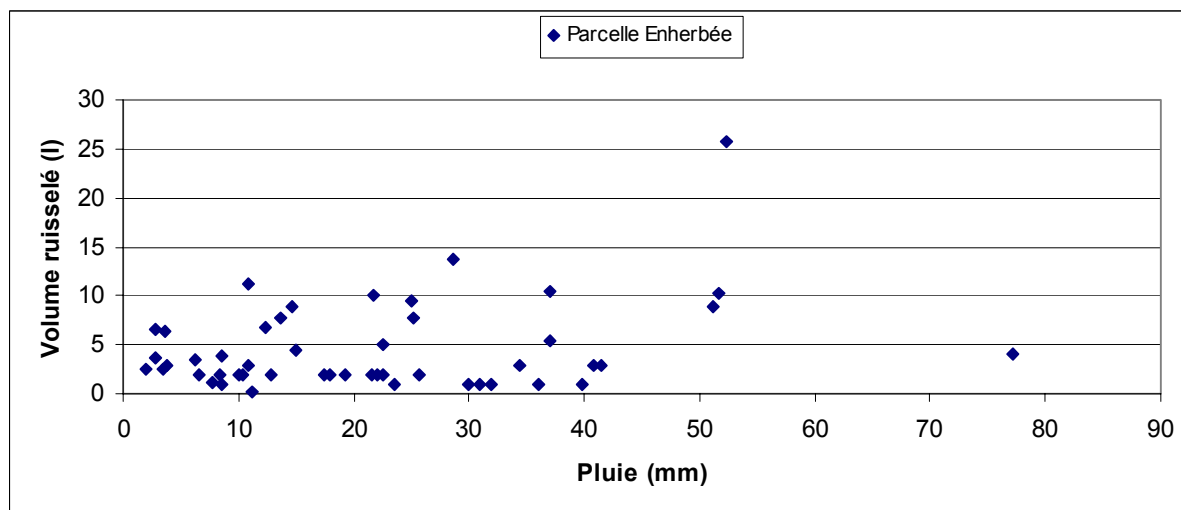


Figure IV-2 : Volume ruisselé en fonction de la pluviométrie mesurée entre deux visites, pour la placette enherbée, de mai 1998 à octobre 2000, site de Rouffach (68, France).

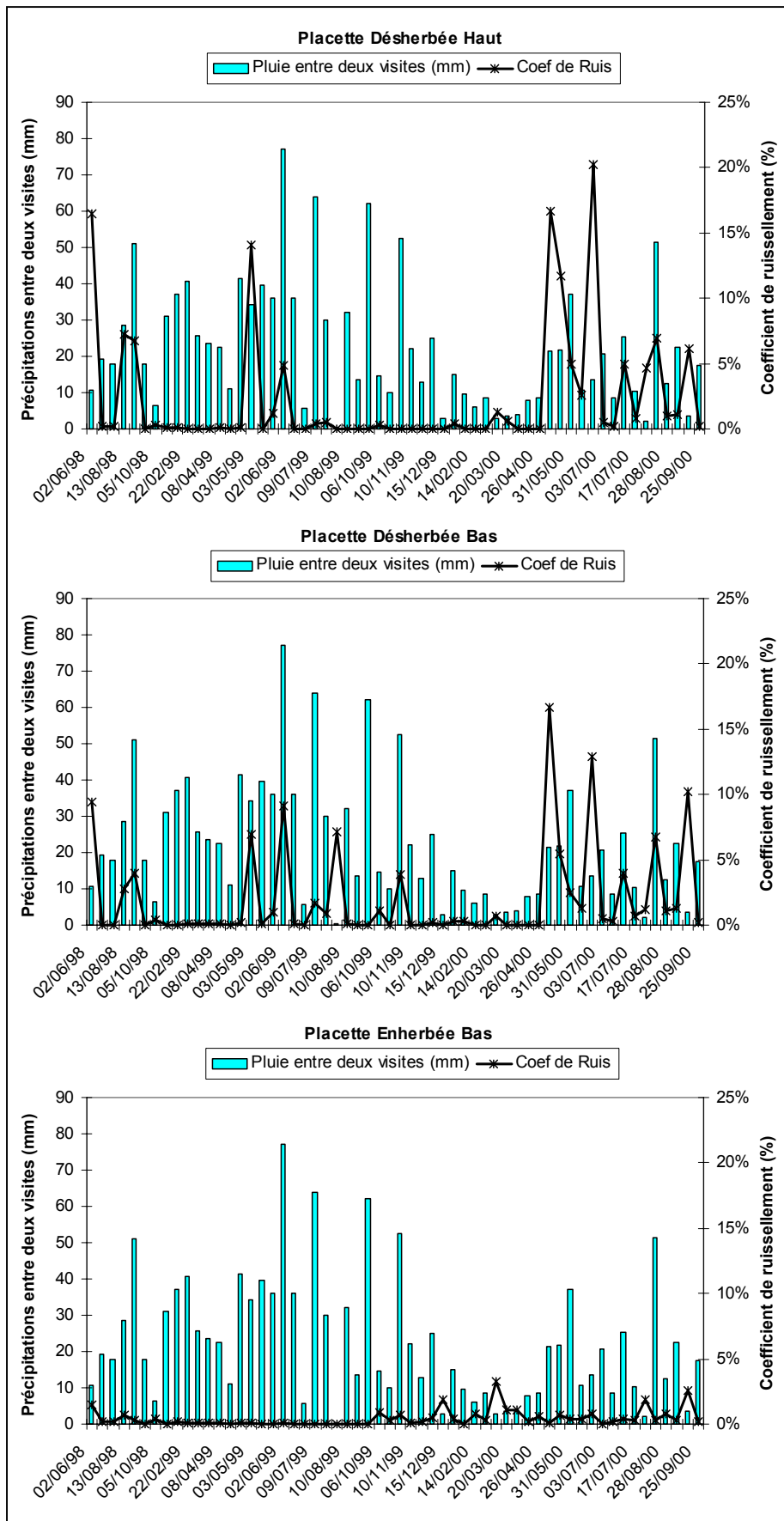


Figure IV-3 : Evolution des coefficients de ruissellement sur les placettes désherbées (Haut et Bas) et enherbée, et de la pluviométrie mesurée entre deux visites, période de mai 1998 à octobre 2000, site de Rouffach (68, France).

La comparaison entre les parcelles désherbée et enherbée sur la base des épisodes observés conduit rapidement à la conclusion que l'enherbement réduit d'un facteur 10 le ruissellement hortonien (le plus dangereux vis à vis de l'exportation de soluté et de l'érosion). En revanche l'enherbement augmente la fréquence de ruissellement caractérisé par une faible quantité de lame ruisselée. En effet, le couvert herbacé, maintenant une humidité et une couverture de surface permanente, joue le rôle d'une surface imperméable, notamment en hiver.

Le coefficient de ruissellement ajoute à la démonstration, quant à l'impact de l'enherbement : alors qu'il varie de 0 (en période hivernal) à 20% (en été) en parcelle désherbée, il ne dépasse jamais 5% en parcelle enherbée (figure IV-3). En été, le couvert herbacé, bien que sous forme de paillason, offre une rugosité suffisante pour favoriser la détention superficielle. C'est pourquoi même si la capacité d'infiltration est identique entre les deux parcelles (enherbée et désherbée), l'infiltration est supérieure sur la parcelle enherbée.

Nous vérifions ainsi que l'enherbement a bien pour conséquence une modification de la redistribution de l'eau de pluie entre ruissellement et infiltration. Cet effet, d'ailleurs, se produit particulièrement en été, lors d'épisodes pluvieux violents, augmentant ainsi l'eau infiltrée en parcelle enherbée. Cette augmentation d'eau infiltrée peut atténuer le risque ponctuel de concurrence hydrique (l'herbe étant généralement à cette période sous forme de mulsh). Cependant les quantités d'eau infiltrée sur la période végétative sont trop faibles pour que l'incidence de l'enherbement s'observe au niveau du bilan hydrique. En effet, si nous nous plaçons au niveau des volumes d'eau dans le bilan hydrique, nous constatons que le volume total annuel du ruissellement est globalement faible (une dizaine de millimètres en parcelle désherbée, un millimètre en parcelle enherbée, tableau IV-1) par rapport à la pluviométrie du site sur les trois années de mesure (entre 586, 817 et 640 mm).

Soulignons que la différence de 10 mm environ entre les ruissellements d'une parcelle enherbée et une parcelle désherbée ne comble pas la consommation hydrique du couvert végétal, comme nous le verrons dans le paragraphe IV.3.2.4.

Volume (l) /mm ruisselé	Désherbée haut		Désherbée bas		Enherbée bas	
	Volume l	mm	Volume l	mm	Volume l	mm
ETE 1998	514	7.34	269	3.85	38	0.54
HIVER 1998/99	5	0.06	10	0.14	15	0.21
Année 1998	518	7.41	273	3.91	46	0.66
ETE 1999	665	9.51	794	11.34	16	0.23
HIVER 1999/00	12	0.16	162	2.31	73	1.04
Année 1999	673	9.61	958	13.68	81	1.15
ETE 2000	1174	16.77	921	13.16	85	1.21
Année partielle 2000	1178	16.83	925	13.21	100	1.42
Total Suivi	2369	33.85	2156	30.8	227	3.24

Tableau IV-1 : Volumes et quantités d'eau ruisselé par période (ETE 1998 à ETE 2000) sur les placettes de suivi, site de Rouffach (68, France).

IV.1.2. Les paramètres mesurés sur les eaux de ruissellement

IV.1.2.1. Les nitrates

Le suivi de la qualité des eaux de ruissellement a porté sur les concentrations en nitrate, ammoniac, nitrite et azote organique. Seuls les nitrates sont présentés, pour plusieurs raisons. D'une part, du point de vue azote minéral total, à de rares exceptions, ils sont majoritaires dans les eaux de ruissellement. D'autre part, la mesure de l'azote organique est biaisée par la présence des débris végétaux et animaux. En outre, sous forme organique, l'azote peut être considéré comme moins polluant, à l'échelle de la parcelle, mais pas à l'échelle du bassin versant. En présence d'une zone tampon, stockant les eaux ruisselées (type bassin d'orage), les concentrations en nitrates sont nettement modifiées en raison de conditions favorables à la minéralisation de l'azote organique provenant des eaux de ruissellement.

Trois points ressortent du suivi et des analyses des concentrations et des flux d'azote minéral des eaux de ruissellement (tableau IV-2) :

1. En parcelle désherbée, les concentrations en nitrates des eaux ruisselées correspondent en fait aux concentrations en nitrates de l'eau de pluie.
2. En parcelle enherbée, les concentrations en nitrates dépendent du temps de séjour de l'eau ruisselée sur le couvert herbacée. Plus le temps de séjour est long c'est-à-dire pour des ruissellements diffus, plus l'eau se charge en nitrate. Les concentrations en nitrate des eaux ruisselées dépendent de la couverture du sol. En effet, l'enherbement a une influence négative sur la concentration en nitrate, puisque la concentration moyenne est le double en parcelle enherbée (13.4 mg/l) qu'en parcelle désherbée (6 mg/l) (tableau IV-2). Cependant, les concentrations restent inférieures à la valeur seuil de potabilité (25 mg/l).
3. En terme de flux, les valeurs sont faibles et valident les valeurs de la bibliographie. Sur l'ensemble du suivi, les exportations en azote n'excèdent pas 1 kg/ha/an pour la parcelle désherbée, et 0.1 kg/ha/an pour la parcelle enherbée.

Concentration (mg/l) /flux (g/ha) ruisselé en nitrates	Désherbée haut		Désherbée bas		Enherbée bas	
	[NO ₃]	Flux	[NO ₃]	Flux	[NO ₃]	Flux
ETE 1998	12.7	659	8.7	262	10.0	66
HIVER 1998/99	5.2	3	8.6	11	10.5	12
Année 1998	9.9	662	8.6	265	10.4	70
ETE 1999	5.5	423	7.0	538	10.7	21
HIVER 1999/00	6.4	7	3.4	22	8.5	67
Année 1999	4.5	423	6.9	566	9	67
ETE 2000	4.6	516	7.3	481	19.4	173
Année partielle 2000	4.6	780	7.3	970	19.4	276
Moyenne/Total Suivi	6.2	1865	6.9	1801	13.0	412

Tableau IV-2 : Evolution des concentrations et des flux en nitrate des eaux de ruissellements par période (ETE 1998 à ETE 2000), pour les parcelles désherbées (DB et DH) et enherbée (EB), site de Rouffach (68, France).

C'est principalement la réduction des volumes ruisselés qui réduit les quantités d'azote exportée. L'action efficace de l'enherbement contre des exportations d'azote en terme de flux par ruissellement est encore confortée (réduction d'un facteur 10,

malgré des concentrations doublées en nitrate). Cependant les exportations de nitrate par ruissellement en vignoble restent anecdotiques.

IV.1.2.2. Exemple complémentaire des matières en suspension :

Il nous a semblé intéressant de suivre les matières en suspension (MES) des eaux de ruissellement. En effet, en homogénéisant les eaux recueillies, nous pouvons avoir une idée de la quantité de MES de l'eau de ruissellement. Sans déterminer de façon rigoureuse les pertes réelles en terre, qui sont souvent catastrophiques en vignoble, nous pouvons tout de même donner quelques grandes lignes quant à l'action de l'enherbement.

Logiquement, ce sont les épisodes orageux générant du ruissellement hortonien qui présentent les plus fortes concentrations en MES.

Les quantités estimées, avec toutes les précautions que cela implique, s'élèvent à 0.6 tonnes/ha/an en parcelle désherbée et 10 kg/ha/an en parcelle enherbée. L'action érosive de la pluie peut prendre des proportions considérables. Les deux épisodes du mois de mai 2000, ont entraîné l'équivalent d'une tonne/ha de terre, sur la placette désherbée haut.

IV.1.3. Impact de l'enherbement sur le ruissellement

Nous vérifions que les différents types de ruissellement dépendent de l'intensité de la pluie et de la saison.

L'efficacité de l'enherbement sur le ruissellement est évidente aux regards des volumes ruisselés et des flux d'azote exportés dans un rapport de 1 à 10 (figure IV-4). Cette efficacité est d'autant plus importante que le ruissellement est visible directement par le viticulteur. Citons les ruissellements catastrophiques qui ont marqué la mémoire des viticulteurs dans le vignoble alsacien répertoriés dans la presse régionale (DEUS, 1991/92).

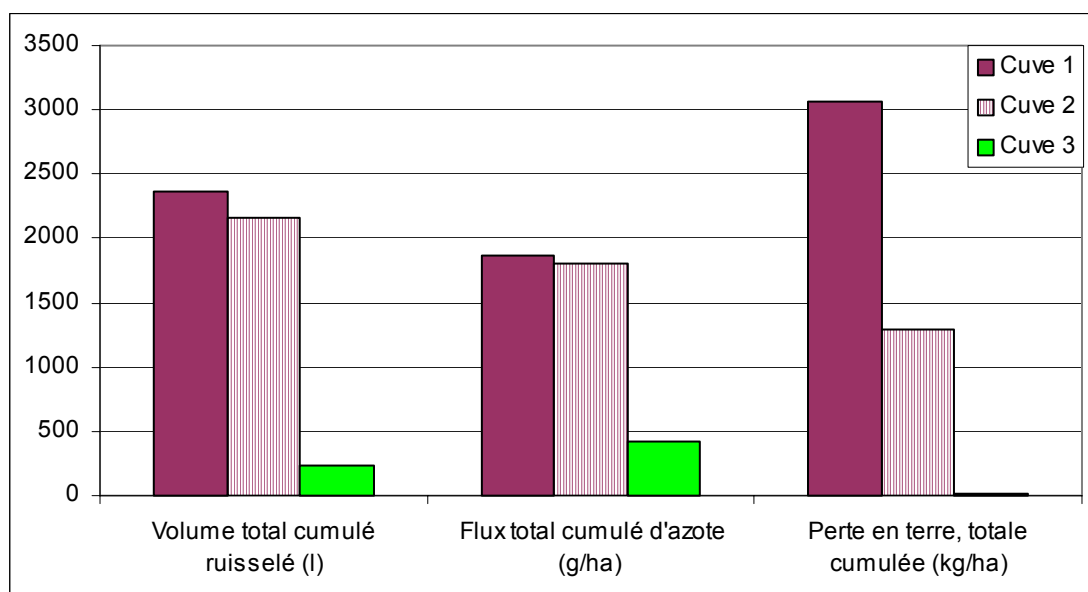


Figure IV-4 : Comparaison des volumes, flux et perte en terre ruisselés entre placettes désherbées (DB et DH) et placette enherbée (EB), sur la période de mai 1998 à septembre 2000, sur le site de Rouffach (68, France).

Le ruissellement est un refus à l'infiltration. Une diminution des eaux ruisselées augmente ainsi la quantité d'eau infiltrée en parcelle enherbée permettant une recharge de la réserve nette et pouvant limiter ponctuellement le phénomène de concurrence hydrique en été.

Sur l'année, les résultats montrent que le ruissellement intervient de façon faible en terme de bilan hydrique (une dizaine de mm, soit de l'ordre de quelques pour-cent de la pluviométrie annuelle) et azoté (quelques unités de N/ha/an).

IV.2. Analyse des données issues des capteurs du sol

Nous appelons capteurs du sol, tous les capteurs et systèmes de mesure implantés dans le sol pour la mesure de la température, de la succion, de l'humidité et de la concentration en nitrate.

Le calcul des variables statistiques sur les mesures effectuées sur chacune des parcelles se justifie à plusieurs niveaux selon les objectifs de l'étude. Chaque station de mesure est bien une répétition de la même série de mesure au sein d'une parcelle, mais aussi entre les deux parcelles. En ce sens nous pouvons faire une analyse statistique des séries pour une parcelle (dans le rang et l'inter-rang de chaque parcelle) et pour les deux parcelles (enherbée et désherbée), tout chose étant égale par ailleurs. Ainsi nous pouvons introduire les notions de moyenne, écart-type, coefficient de variation, écart à la moyenne, incertitude, de type A (analyse statistique), ou de type B (expérience, processus empirique), exactitude de la mesure et intervalle de confiance (en prenant un test de Student à $t_{0,05}$ comme référence). sur l'ensemble des données recueillies sur le site.

Il est classique de décomposer la mesure et l'incertitude de mesure avec les notions d'erreur aléatoire et d'erreur systématique. L'erreur systématique (correction, biais) sur une série de données provient par exemple du contact entre le capteur et la sonde dans le cas de l'humidité. Cette erreur a été évaluée en partie au Chapitre III. L'erreur aléatoire est représentée par la disposition spatiale de la mesure. C'est cette erreur aléatoire qui sera désignée sous le terme d'hétérogénéité spatiale, qui est supposée suivre une loi normale ou uniforme.

Nous cherchons à qualifier le comportement d'une parcelle par rapport à une autre sur un transect. Cependant, une forte variabilité des mesures collectées sur chaque parcelle induit une faible représentativité de la mesure et donc seule la mise en évidence de tendance n'est retenue.

IV.2.1. La température

Le suivi des températures est nécessaire pour le suivi de la cinétique de réaction des nitrates. Nous avons vu que la minéralisation et la dénitrification étaient fonction de la température selon une loi du Q_{10} .

L'évolution des températures (figure IV-5) est bien cyclique, car très dépendante de la climatologie.

La répartition spatiale de la température, au niveau parcellaire, est très homogène. La seule différence majeure est constituée par la profondeur. L'amplitude thermique au cours de l'année diminue avec la profondeur : 25°C à 30 cm de profondeur et 14°C à 120 cm.

Les coefficients de variation par profondeur sont faibles, et témoignent d'une grande précision de la mesure, excepté pour quelques valeurs aberrantes dues au vieillissement des contacts des capteurs.

La comparaison des parcelles enherbée et désherbée (figure IV-6) ne permet pas de dissocier et d'évaluer l'impact du couvert à partir de 30 cm de profondeur. Cela met en évidence une limite au suivi des températures, les horizons compris entre 0 et 30 cm, plus sensibles au climat, ne sont pas mesurés.

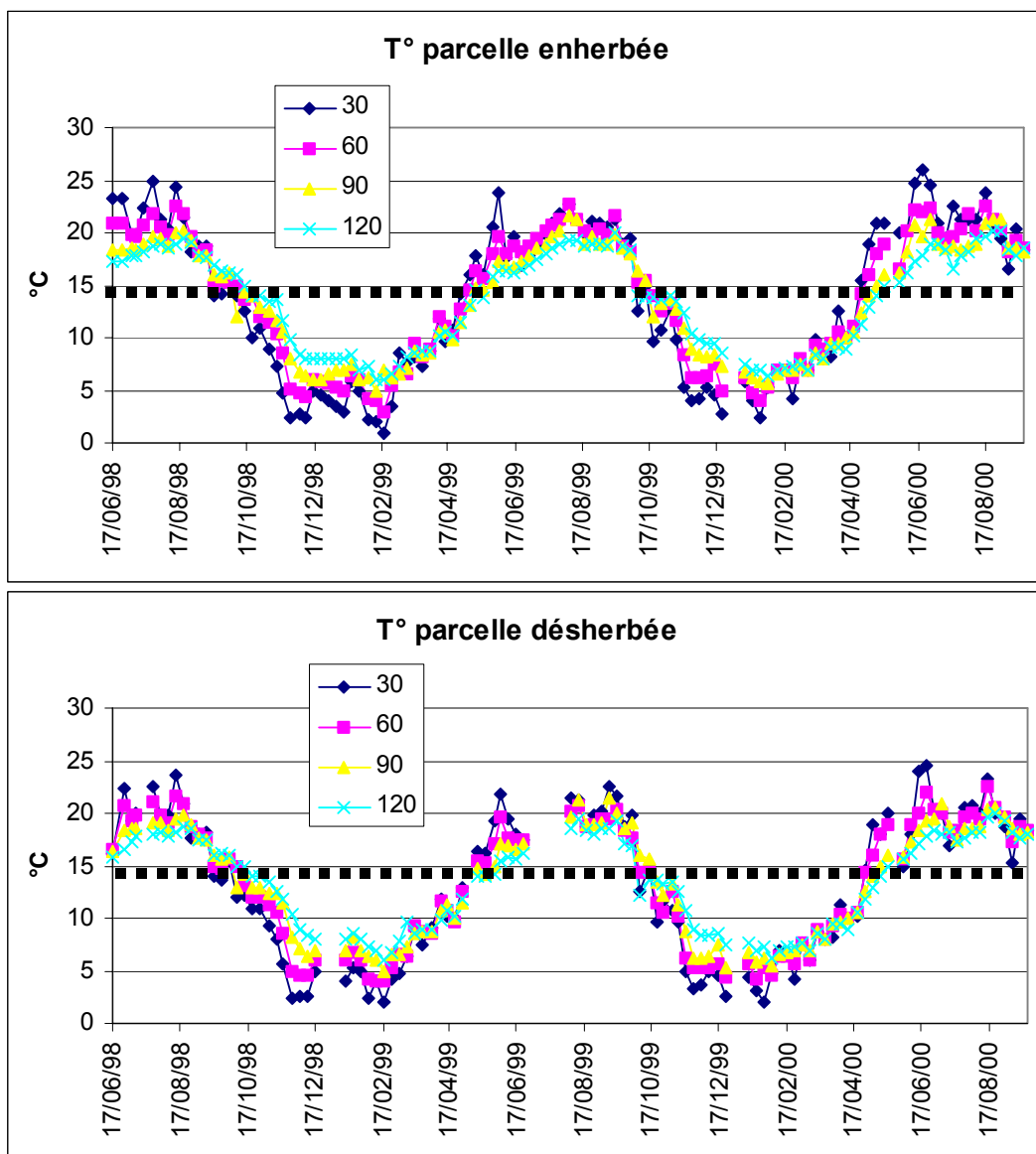


Figure IV-5 : Evolution des températures selon la profondeur (cm), dans les parcelles enherbée et désherbée de mai 1998 à octobre 2000, sur le site de Rouffach (68, France).

Pour le suivi de la température, une seule station de mesure suffirait, mais en prenant en compte un nombre supérieur de couches de surface (entre 0 et 30 cm).

Pour relier la température à la cinétique de transformation de l'azote, rappelons que la température de référence est fixée à 15°C, et que l'optimum de réaction est atteint pour 35°C définies au Chapitre I. Nous pouvons alors sur chaque parcelle déterminer les périodes pour lesquelles la température n'est pas un facteur limitant pour ces réactions. Nous modélisons, aux Chapitre V et annexe 7, simplement l'évolution au

cours du temps, en calant une sinusoïde, avec amortissement fonction de la profondeur, en s'épargnant la résolution de l'équation de transfert de chaleur.

Comme nous pouvions nous y attendre la période active ($T > 15^{\circ}\text{C}$) correspond généralement à la période de mai à fin septembre.

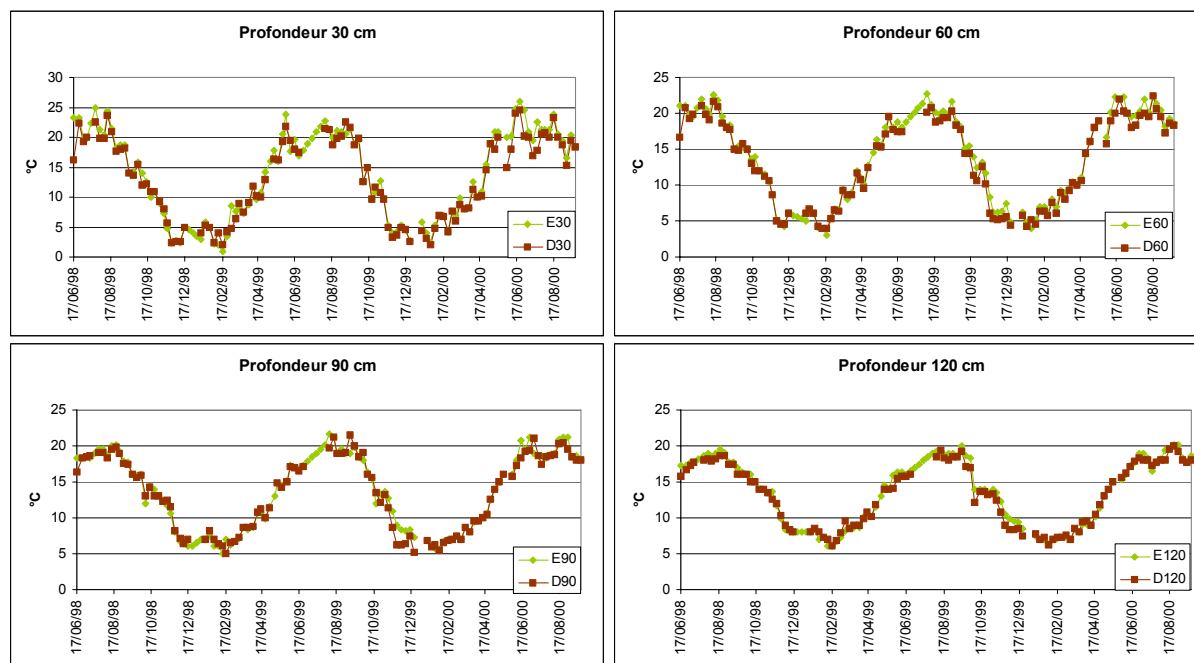


Figure IV-6 : Evolution des températures sur les parcelles enherbée et désherbée.

IV.2.2. La teneur en eau

Le suivi hebdomadaire de la teneur en eau par la sonde TDR permet d'approcher le fonctionnement du sol. L'eau, composante essentielle dans la vie du sol, est la ressource principale de la végétation. La teneur dans le sol dépend principalement des apports par la pluviométrie et des pertes liées à la demande évapotranspirative, le ruissellement et le drainage naturel influençant faiblement la teneur en eau.

IV.2.2.1. Hétérogénéité spatiale et variabilité temporelle de la teneur en eau

Les évolutions des teneurs en eau sont répertoriées en annexe 7.

L'hétérogénéité spatiale de la teneur en eau volumique qui est soit la conséquence d'un sol hétérogène, soit la conséquence d'une mise en place difficile des capteurs, est moyenne :

- 18%, en tenant compte de tous les tubes de la parcelle enherbée
- 27%, en tenant compte de tous les tubes de la parcelle désherbée.

Cette étude a permis de révéler une erreur systématique à la station D4, aux profondeurs 64 et 82 cm. Un vide dans le volume de mesure interfère avec le signal, attribué à une erreur de mise en place et surtout à une hétérogénéité locale, comme une strate. En enlevant ces deux horizons, le coefficient de variation approche celui de la parcelle enherbée.

L'hétérogénéité spatiale varie selon deux paramètres : la profondeur et la position (rang/inter-rang). La position dans la pente exerce une influence beaucoup moins marquée et n'apparaît que sur des épisodes ponctuels.

Nous distinguons, selon le critère du coefficient de variation (CV), les horizons superficiels (pour $z < 40\text{cm}$, $CV < 15\%$), de profondeurs moyennes (pour $40\text{cm} < z < 90\text{cm}$, $CV > 15\%$), et de profondeurs élevées (pour $z > 90\text{cm}$, $CV < 15\%$). Ces profondeurs permettent de mettre en évidence, outre l'influence des propriétés intrinsèques du sol dans l'hétérogénéité spatiale, l'influence de la distribution racinaire importante dans les horizons 40 à 90 cm de profondeur.

De même, nous dissociions, pour la parcelle enherbée, le rang et l'inter-rang. Les coefficients de variation sous le rang (15%) sont plus faibles que ceux dans l'inter-rang (21%). Ceci s'explique par la présence du couvert herbacé dans l'inter-rang, générant une hétérogénéité spatiale non négligeable. Cependant, cette distinction n'est pas possible en parcelle désherbée du fait de la similitude des mesures sous le rang et dans l'inter-rang.

La variabilité temporelle (moyenne des coefficients de variation hebdomadaires moyens) des mesures sur toute la période du suivi est moyenne, avec 14% et 16% respectivement dans les parcelles désherbée et enherbée. La teneur en eau prend des valeurs sur une gamme restreinte entre la teneur en eau maximale et le point de flétrissement. L'évolution des coefficients de variation dans le temps est assez constante.

Ces coefficients de variation que nous caractérisons de moyen, permettent d'obtenir des estimations assez précises des valeurs moyennes de l'humidité volumique pour chacun des horizons et pour chacune des parcelles, excepté pour deux périodes, l'une due à une panne de la sonde (mai 2000) et la seconde (mars-avril 2000) que nous analysons dans la suite. Les stocks hydriques sur 1.2 m de sol sont alors calculés à partir des teneurs en eau mesurées par la TDR aux profondeurs 10, 28, 46, 64, 82, 100, 118 cm.

Tout au long de cette partie, nous renvoyons le lecteur au paragraphe IV.2.3.5 pour l'explication plausible de l'aberration qui a eu lieu en mars-avril 2000.

IV.2.2.2. Evolution des stocks en eau

L'intégration de l'équation qui définit le stock (Eq. I.4) se base sur les valeurs d'humidité mesurées qui correspondent à une moyenne des humidités ($\theta_{\text{mesurée}}$) sur 18 cm (longueur du guide d'onde), et de la cote de mesure (z_1, z_2) à la date t ,

$$S_{z_1 \rightarrow z_2}(t) = \sum_{z_1}^{z_2} (\theta_{\text{mesurée}} \times z_{\text{de mesure}}) \quad \text{Eq. IV-1.}$$

La figure IV-7 présente l'évolution des stocks moyens en eau sur les deux parcelles d'étude, et sur toute la période de suivi. Les nuages de points qui encadrent les courbes représentent les écart-types de la moyenne. Comme nous le remarquons aisément, ces écart-types sont trop importants pour mettre en évidence des comportements spécifiques. Nous ne retiendrons que des tendances.

D'une manière générale, l'évolution des stocks en eau du sol sur la période de suivi respecte bien l'évolution de la pluviométrie et le caractère cyclique des variations saisonnières : nous observons une tendance à l'augmentation pour un bilan climatique positif en hiver, et une diminution pour un bilan climatique négatif en été. Cette évolution tient évidemment compte de la redistribution du front d'humectation selon la profondeur.

Nous remarquons que la durée et l'alternance entre les phases d'humidification hivernale et d'assèchement estival du sol ainsi que leurs impacts agronomiques dépendent fortement de l'évolution annuelle du bilan hydrique à l'échelle à laquelle nous nous plaçons.

IV.2.2.3. Variation intra-annuelles du stock en eau

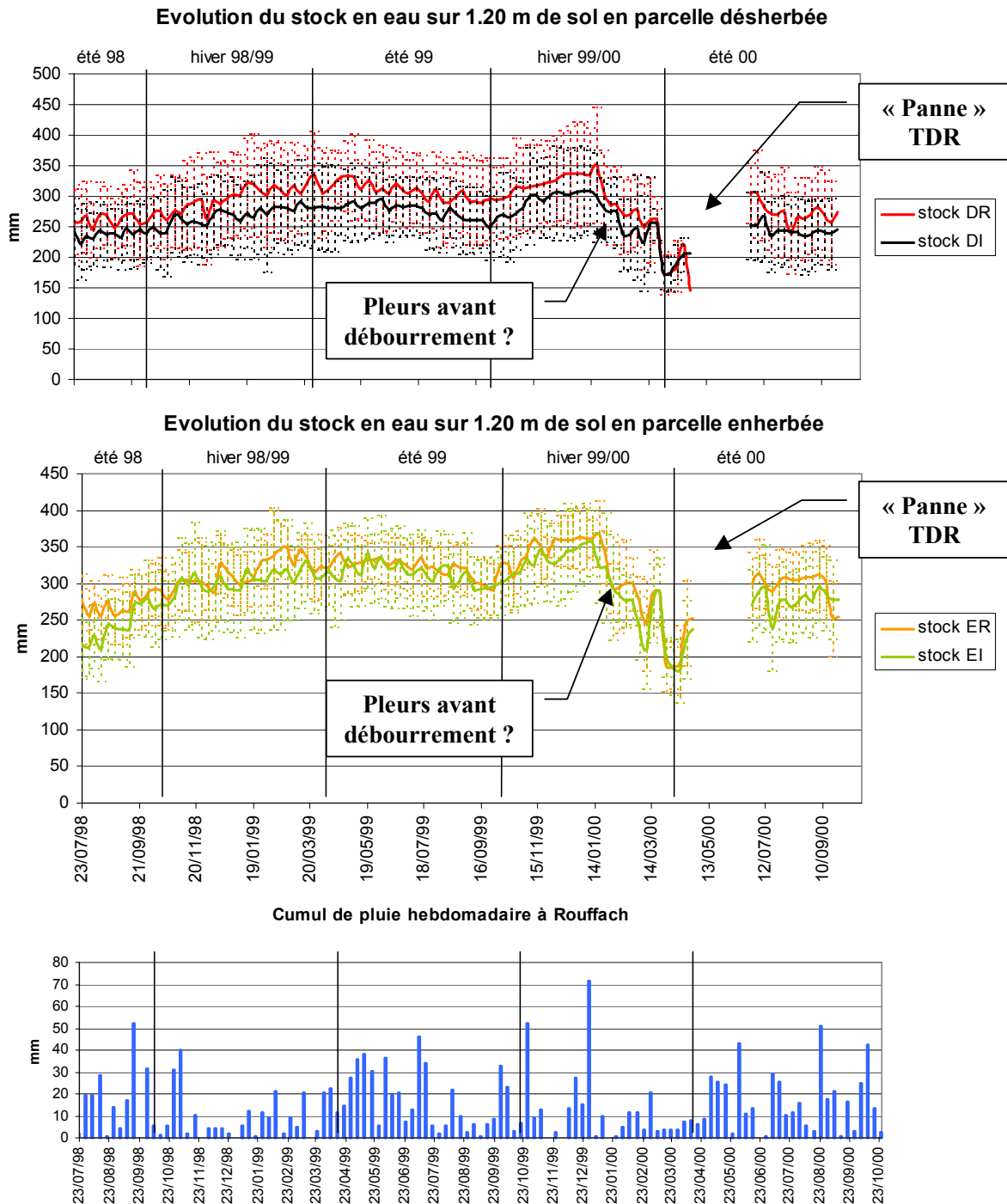


Figure IV-7 : Evolution des stocks moyens (écart type en barre pointillée horizontale) en eau en parcelle désherbée rang et inter-rang, (DR, DI) ainsi qu'en parcelle enherbée rang et inter-rang (ER, EI), et pluviométrie correspondante, sur le site de Rouffach (68, France), entre juillet 1998 et octobre 2000.

A la fin de l'hiver, l'humidité du sol sur tout le profil est la plus élevée. Elle diminue ensuite progressivement pour atteindre les valeurs les plus faibles à la fin de l'été et au début de l'automne, avant d'amorcer l'augmentation lui permettant de parvenir au niveau hivernal suivant (figure IV-7).

La station 4 de la parcelle désherbée présentant une hétérogénéité locale est à l'origine du décalage de la moyenne des humidités entre le rang et l'inter-rang et donc des stocks en eau.

IV.2.2.4. Variation inter-annuelles du stock en eau

La connexion des phases d'humidification et d'assèchement intra-annuelles successives du sol permet de mettre en évidence des variations inter-annuelles à caractère nettement sinusoïdal. L'amplitude de ces fluctuations cycliques varie d'une année à l'autre et décroît dans le sol avec la profondeur (figure IV-7).

La tendance pour la période été 98 à hiver 99/00 est à l'augmentation. L'origine de cette tendance réside dans les bilans climatiques annuels en eau particulièrement excédentaires, et à la recharge progressive de la réserve en eau du sol. Entre les années 1998 et 2000, parce que la pluviométrie fut particulièrement exceptionnelle, le stock en eau du sol s'accroît progressivement. Le minimum de l'année 99 est supérieur à celui de l'année 98 de 40 millimètres sur les deux parcelles. Le stock de l'année 98 en fin de période végétative est normalement bas (année climatiquement située dans la moyenne). En revanche, à la fin de la période végétative 99, le stock minimum atteint encore 240 mm/m de sol, conséquence d'un été pluvieux.

IV.2.2.5. Comparaison Parcelle Enherbée/Désherbée pour l'humidité

Au niveau de la teneur en eau, aucun stress hydrique n'a été constaté sur la vigne dans les deux parcelles (en dehors de la période mars-avril 2000).

Les comportements de l'humidité en parcelles enherbée et désherbée sont comparables sous le rang, mais sont différents dans l'inter-rang. Un effet de rang se distingue à l'échelle de la parcelle.

Vu les écart-types sur les mesures d'humidité du sol, seule une tendance peut se détacher du suivi. Il semble que l'effet de rang soit plus marqué en parcelle désherbée (figure IV-7) qu'en parcelle enherbée. La différence entre rang et inter-rang en parcelle désherbée peut être soit attribuée à une erreur systématique, soit à un effet de rang plus marqué en raison de l'absence de couvert végétal, qui est favorable sur ce type de sol à la formation de fissures et ainsi aux écoulements préférentiels rapides.

En période sèche, par exemple l'été 1998, un effet de rang s'observe en parcelle enherbée. Le stock en eau est plus faible à cette période de 40 millimètres sous le couvert herbacé que sous le rang.

D'une façon général, nous constatons que l'inter-rang contient moins d'eau que le rang.

Si nous analysons différents profils types (figures IV-8 et IV-9) à différentes dates sur les deux parcelles (nous avons choisi un profil sous le rang et dans l'inter-rang), nous en déduisons que :

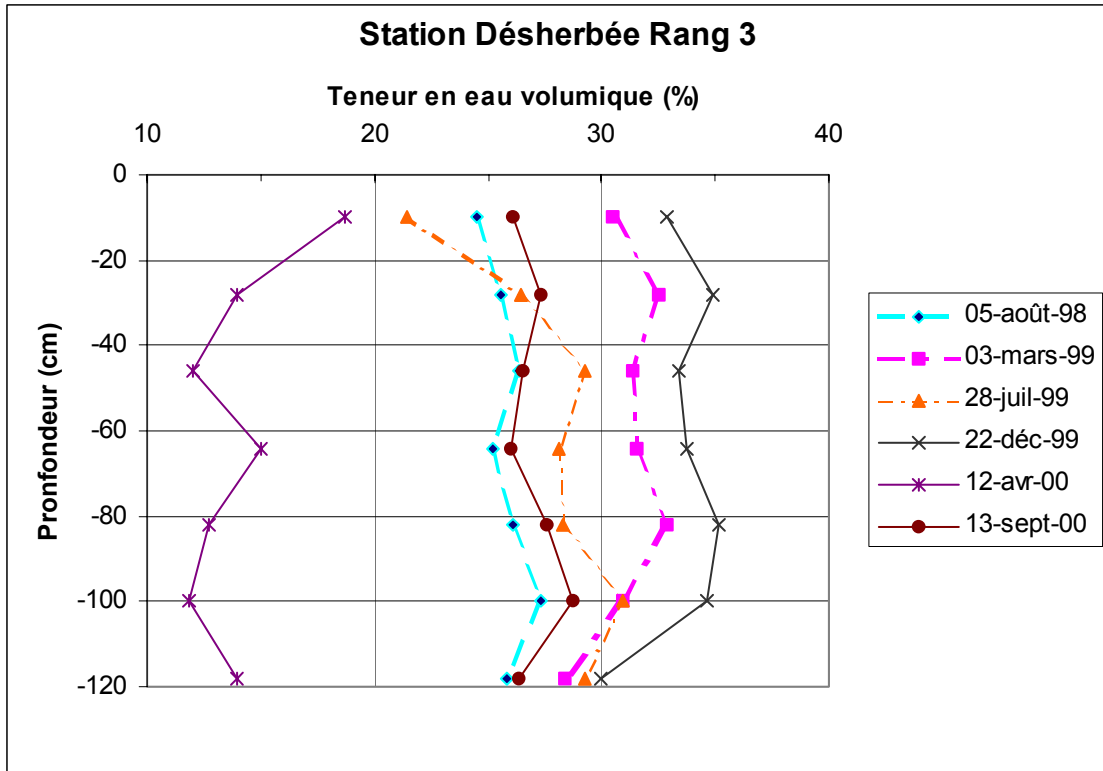


Figure IV-8 : Profils d'humidité en parcelle dés herbée sous le rang.

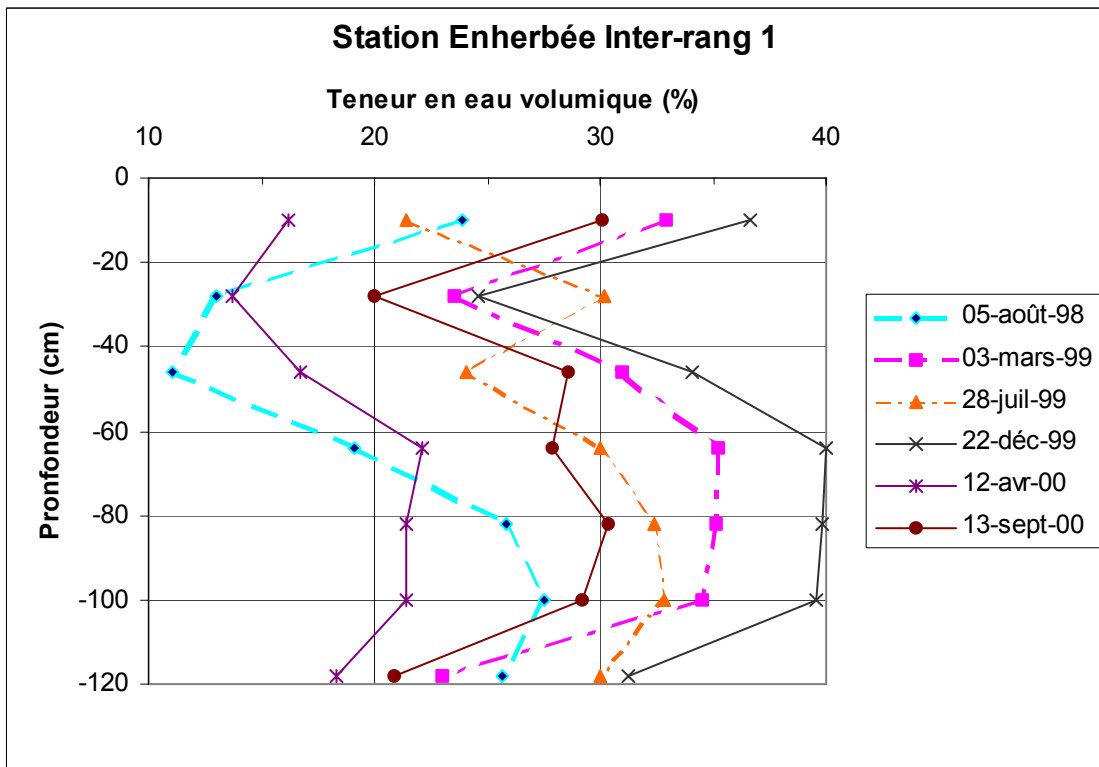


Figure IV-9 : Profils d'humidité en parcelle en herbée dans l'inter-rang.

- Pour la parcelle dés herbée, sous le rang de vigne, les profils sont homogènes mais en distinguant aisément les profils hivernaux et estivaux. Durant la période hivernale, en l'absence de couvert, les pluies s'infiltrent et rechargent la réserve hydrique. Néanmoins durant la période estivale, des valeurs d'humidité plus

faibles se remarquent aux différentes profondeurs : 10 cm en juillet 1999 (après une période sèche), entre 50 et 70 cm en août 1998 (après un épisode orageux ruisselant), juillet 1999 et septembre 2000 (période normale pour la saison). Elles illustrent bien l'exploration racinaire de la vigne à ces différents horizons. En juillet 1999, la couche supérieure fortement influencée par la demande évaporative, est asséchée par le système racinaire de la vigne. Dans la couche 50 à 70 cm, seules les racines de la vigne sont à l'origine de l'assèchement. Pour la parcelle enherbée, dans l'inter-rang, sous l'herbe, les profils d'été et d'hiver ne se distinguent que par une relation d'ordre, l'humidité hivernale est supérieure à l'humidité estivale. En effet, les différents profils présentent des pics faibles à 30 cm de profondeur à toutes les périodes, mais aussi entre 50 et 70 cm pour la période estivale. Le profil du 5 août 1998 (deux pics d'humidité faible à 30 et 50 cm) est marqué par un assèchement élevé par rapport aux autres profils. L'humidité de surface est encore assez élevée, en raison des épisodes orageux précédents. Le profil du 13 septembre 2000 est similaire mais plus humide. Celui du 28 juillet 1999 est très différent, il présente une faible teneur en eau en surface, un pic d'humidité faible à 50 cm et dessous un profil humide pour la saison. Ceci s'explique par le cycle du couvert herbacé. L'herbe se trouve à cette période sous forme d'un paillis jaune, dont le prélèvement hydrique est faible, voire nul. Seul le prélèvement hydrique de la vigne est actif dans les couches inférieures, notamment à 50 cm. La présence de pics à 30 cm en période hivernale (mars et décembre 1999), pendant la recharge de la réserve, s'explique toujours par le cycle végétatif du couvert herbacé qui, même en hiver, a un prélèvement hydrique, faible mais non nul.

La comparaison des valeurs extrêmes sur les différents profils enherbés et désherbés montre que les humidités en parcelle enherbée sont à la fois plus élevées en hiver (proches de 40% en volumique), mais aussi plus faibles en été (inférieures à 20% en volumique). L'humidité de la parcelle enherbée présente une amplitude de variation plus grande que celle de la parcelle désherbée. Cette remarque est confirmée par les extrema des stocks en eau en parcelles enherbée et désherbée. Cet effet est attribué à la porosité supérieure du sol (augmentation de la bioporosité) en parcelle enherbée. Le sol enherbé stocke plus d'eau que le sol désherbé, plus sensible à la fissuration et à la macroporosité. Ceci confère au sol enherbé une réserve facilement utilisable supérieure à celle du sol désherbé, et donc permet de repousser les faibles et ponctuels déficits climatiques. En revanche du fait d'un prélèvement hydrique de l'association vigne/herbe (par rapport à vigne/sol nu) supérieur en période sèche, l'herbe accentue le phénomène d'assèchement du sol (voir été 1998).

Ceci met en évidence un effet de rang. Comme nous l'avons montré au Chapitre III, l'influence de l'herbe s'observe sur la dynamique de l'eau du sol, conséquence de la modification de la structure du prélèvement hydrique racinaire, donc de la région colonisée par des racines (modification de la géométrie de l'absorption hydrique).

L'effet de pente est plus délicat à observer et surtout à quantifier. Notre expérience conclut plus à un effet retard de l'infiltration entre le haut et le bas de la parcelle. Cet effet retard se répercute sur quelques jours, mais est trop rapide pour le suivi hebdomadaire mis en place. Nous pourrions approcher ces différences de variations des teneurs en eau entre les stations en haut et en bas de pente, avec un suivi particulier et ponctuel à pas de temps court et en calculant les dérivées de la teneur

en eau à 10 cm en fonction du temps, entre les stations DR-DI1 et DR-DI4, et ER-EI1 et ER-EI4.

Dernier point d'importance, il n'a pas été constaté visuellement de stress hydrique sur la période suivie, en raison d'une pluviométrie exceptionnelle.

IV.2.3. La succion

Les mesures des succions renseignent sur l'état énergétique de l'eau dans le sol et ainsi sur sa mobilité. Pour des succions voisines de zéro, l'eau est alors à l'état libre, sous écoulement gravitaire. En revanche, lorsque le potentiel matriciel exprimé par des pressions négatives augmente, la mobilité de l'eau dans le sol tend à diminuer. Le gradient de succion devient alors le moteur de déplacement de l'eau du sol. Les tendances générales constatées précédemment dans l'étude du suivi de la teneur en eau sont confirmées par l'étude de la succion, mais de façon plus démonstrative en raison d'une gamme de mesure plus large pour la succion ([-900 ; +50 mbars]) et une amplitude de variation plus importante. Si nous considérons 10 à 15% d'erreur de mesure et de répétabilité, paragraphe III.6.2, nous ne pouvons toujours considérer les différences seulement comme des tendances. Les graphiques présentant l'ensemble des observations terrains sont présentés au Chapitre V, afin de comparer les valeurs simulées et les valeurs observées.

IV.2.3.1. Hétérogénéité de la succion

Profondeur (cm)	30	60	90	120	Profondeur (cm)	30	60	90	120
Parcelle enherbée moyenne R+I	32	30	36	51	Parcelle désherbée moyenne R+I	47	31	37	37
été 98	17	11	17	24	été 98	21	19	15	22
hiver 98/99	25	47	59	56	hiver 98/99	56	40	42	48
été 99	39	29	35	55	été 99	45	26	41	37
hiver 99/00	31	35	39	52	hiver 99/00	80	37	50	41
été 00	39	37	29	59	été 00	52	37	34	39
rang 98/00	28	28	36	29	rang 98/00	39	29	29	34
inter rang 98/00	30	32	30	61	inter rang 98/00	39	34	42	27
Suivi rang					Suivi rang				
été 98	13	7	15	10	été 98	18	13	16	16
hiver 98/99	26	34	59	40	hiver 98/99	35	37	40	43
été 99	39	31	35	20	été 99	31	26	25	40
hiver 99/00	24	34	41	50	hiver 99/00	60	35	32	34
été 00	33	36	28	25	été 00	53	39	26	35
Suivi interrang					Suivi interrang				
été 98	15	12	13	29	été 98	15	24	15	11
hiver 98/99	63	76	35	71	hiver 98/99	53	45	42	34
été 99	32	28	32	64	été 99	34	26	46	27
hiver 99/00	35	27	39	65	hiver 99/00	56	43	70	38
été 00	34	41	31	66	été 00	48	37	41	24

Tableau IV-3 : Coefficients de variations (%) des mesures de succion en parcelles enherbée et désherbée, (variations sur toutes les mesures, sur les mesures saisonnières de l'Été 1998 à Été 2000, au niveau des rang et/ou inter-rang), site de Rouffach (68, France).

Les coefficients de variation sont calculés à partir des mesures à chaque profondeur, par date en différenciant le rang et l'interrang. Nous calculons aussi le coefficient de

variation moyen pour une période donnée (été ou hiver). Un coefficient global représente le suivi sur toute la période et toutes les stations d'une même parcelle.

Les données révèlent une hétérogénéité spatiale importante sur tous les capteurs, de l'ordre de 35% sur les deux parcelles (tableau IV-3).

Les coefficients de variation très élevés en parcelle désherbée à 30 cm de profondeur et en parcelle enherbée à 30 et 60 cm de profondeur en période hivernale s'expliquent par l'alternance des valeurs positives et négatives (selon que la mesure aie été effectuée après une pluie ou non), qui génère une moyenne nulle et un écart type élevé.

Cette forte variabilité des mesures induit une exactitude faible des valeurs pour chaque pas de temps, dont il faut tenir compte. Cependant le parallèle entre les variations des teneurs en eau (à précision moyenne) et des succions (à précision faible) nous permet tout de même de raisonner sur les succions.

Les facteurs qui provoquent cette variabilité dans le temps correspondent aux propriétés intrinsèques du sol mais peuvent aussi s'expliquer par la variation des performances des tensiomètres, responsables de certaines altérations temporaires du contact entre le sol et le capteur poreux.

IV.2.3.2. Variation intra-annuelle

Les succions suivent le caractère cyclique des saisons (figure IV-10). Les variations de succion sont rapides en été (pentes des succions fortes), que ce soit en humectation ou en dessiccation, ce qui explique la grande variabilité des coefficients de variation pour la succion (supérieures à 30%).

A la fin de l'été, le potentiel matriciel est très négatif (proche de -700 mbars, limite de mesure des capteurs). Il reste proche de -100 mbars d'octobre à mai. Pendant l'hiver, il se peut qu'il soit positif témoignant d'un écoulement gravitaire, donc d'un bon remplissage de la réserve en eau du sol.

Nous remarquons un amortissement de l'amplitude des valeurs selon la profondeur, ainsi qu'un décalage de transmission de la succion du sol dans le temps au moment du changement de régime saisonnier. Nous pouvons alors déduire que l'impact des pluies de recharge (généralement en septembre) atteint l'horizon 120 cm en un mois.

En hiver, les capteurs traduisent bien le phénomène d'infiltration de l'eau dans le sol suite aux épisodes pluvieux.

IV.2.3.3. Variation inter-annuelle

Au niveau de la succion, nous vérifions l'enchaînement des cycles d'humectation/dessiccation du sol. Comme pour la teneur en eau, nous constatons que les trois années de suivi sont différentes du point de vue de la pluviométrie et donc de la disponibilité de l'eau du sol. Les maxima saisonniers entre 1998 (climatiquement dans la moyenne), 1999 (exceptionnelle) et 2000 (au dessus de la moyenne mais avec une période sèche au printemps) diffèrent largement. En septembre 1998, à toutes les profondeurs, le minimum atteint est inférieur à -750 mbars, alors qu'en 1999, il ne vaut que -650 mbars en parcelle enherbée et -550 mbars en parcelle désherbée à 30 cm de profondeur, et seulement -450 mbars à 120 cm de profondeur. En 2000, le minimum à 30 cm est atteint non pas en septembre mais en juin conséquence de la sécheresse du printemps. En revanche, en profondeur (>90 cm) il est bien atteint en septembre avec -500 mbars.

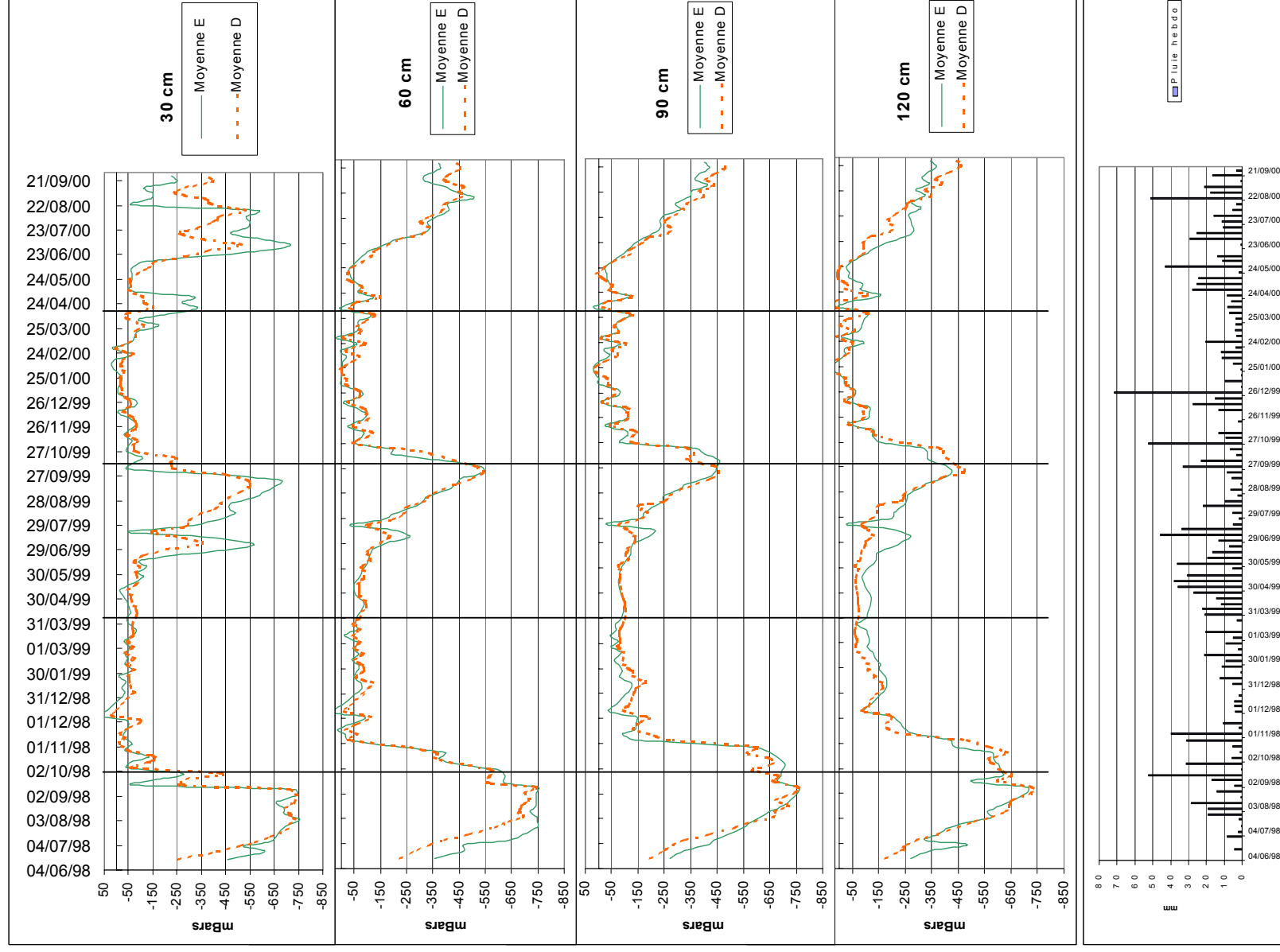


Figure IV-10 : Evolution du potentiel matriciel moyen en parcelles enherbées et désherbées aux différentes profondeurs de suivi, de mai 1998 à octobre 2000, site de Rouffach (68, France). Les écart-types ne sont pas représentés.

La sécheresse ponctuelle du printemps 2000 ne s'est pas propagée sur tout le profil mais seulement dans les 30 premiers centimètres, car les pluies abondantes de l'été ont permis de garder de l'eau disponible dans le sol.

Nous pouvons alors mettre en parallèle non seulement les apports de la pluie pour expliquer les variations de succion, mais aussi la demande évapotranspirative du sol qui influe fortement sur le potentiel matriciel (figure IV-11).

Remarquons pour la suite, la chute du potentiel matriciel à 30 cm de profondeur en avril 2000, qui confirme bien celui observé pour l'humidité.

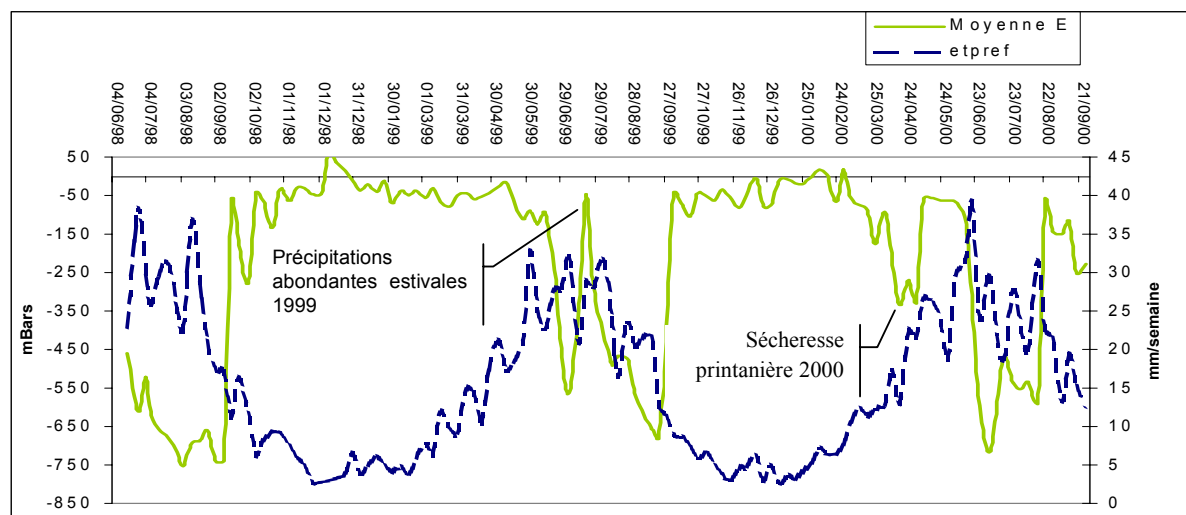


Figure IV-11 : Antagonisme des potentiels matriciels et des demandes évapotranspiratives calculées par la formule de Penman, pour la parcelle enherbée à 30 cm de profondeur, Site de Rouffach (68, France).

IV.2.3.4. Comparaison Enherbée/Désherbée

La comparaison de la succion entre les deux parcelles, en se basant d'abord sur les moyennes, met en évidence la différence de comportement déjà pressentie au paragraphe précédent. Le potentiel matriciel de la parcelle enherbée est généralement inférieur à celui de la parcelle désherbée, différence plus marquée en horizon superficiel. En 1998, le minimum est atteint plus tôt dans la saison en parcelle enherbée sur tout le profil. Au niveau du mois de juin 1999, pendant une période associant pluie et chaleur, la variation de la succion dans le sol est beaucoup plus marquée en parcelle enherbée qu'en parcelle désherbée (amplitude plus forte décroissant avec la profondeur). En septembre 1999, le potentiel matriciel est plus faible en parcelle enherbée. Au printemps 2000 (période de sécheresse) le minimum est beaucoup plus faible (-750 mbars en parcelle enherbée contre -500 mbars en parcelle désherbée). Généralement en hiver, la différence n'est pas appréciable.

Comme pour l'humidité, un effet de rang peut être mis en évidence dans les deux parcelles (figure IV-12). Il se produit dans l'horizon supérieur du sol, plus particulièrement pendant la saison estivale. Il est différent dans les deux parcelles. En parcelle désherbée, l'effet de rang a pour conséquence l'observation d'un potentiel matriciel plus faible sous le rang de vigne, alors qu'en parcelle enherbée, le potentiel matriciel plus faible s'observe sous l'inter-rang enherbé. Les gradients de charge verticaux et les flux d'eau entre le rang et l'inter-rang sont alors opposés selon la présence ou l'absence d'un enherbement. En parcelle enherbée, l'eau présente sous le rang de vigne dans la première couche de sol (30 cm) aurait

tendance à alimenter la partie enherbée. Alors qu'en parcelle désherbée, l'eau présente dans l'inter-rang alimenterait la vigne.

Ceci s'explique toujours par la distribution racinaire. En parcelle désherbée, les racines sont concentrées sous le rang de vigne, donc l'absorption hydrique racinaire y est plus importante d'où une succion plus forte (un potentiel matriciel plus faible). En parcelle enherbée, les racines de surface composées principalement par celles de l'herbe influent sur la succion de l'inter-rang. Il est alors normal que la disponibilité de l'eau dans l'inter-rang diminue pendant la période de prélèvement hydrique actif de l'herbe (mai à début juillet) qui engendre une succion plus élevée. Comme pour l'humidité, en analysant les succions, nous observons que l'enherbement augmente la répercussion d'un effet sécheresse.



Figure IV-12 : Comparaison des potentiels matriciels pour mettre en évidence les effets de rang en parcelle enherbée (E, ER et EI, figure du haut) et en parcelle désherbée (D, DR et DI, figure du bas) à 30 cm de profondeur, site de Rouffach (68, France).

IV.2.3.5. Phénomène mars-avril 2000

L'étude sur les capteurs confirme une hétérogénéité temporelle particulière. Il s'agit de la période mars-avril 2000, précédant la panne de la sonde TDR. Il est noté contrairement à la même période 1999, une baisse de la teneur en eau constatée sur tous les profils à toutes les profondeurs. Cette baisse est confirmée par une baisse du potentiel matriciel, plus marquée en parcelle enherbée, avec un décalage de quinze jours.

La première hypothèse pourrait être un dysfonctionnement de la sonde. Nous avons donc envoyé la sonde en réparation pensant à une panne, et elle nous a été retournée deux mois plus tard avec un certificat de bon fonctionnement, sans aucune réparation effectuée.

La deuxième hypothèse se base sur le fait qu'il y a effectivement une perte en eau des profils. Cette perte est soit provoquée par un flux drainant important, soit par évapotranspiration. Or il n'est pas constaté des gradients importants entre le 17 mars et le 17 avril (nous notons même une remontée capillaire en parcelle désherbée). Et à cette époque, l'évapotranspiration calculée par la formule de Penmann n'est pas élevée et n'explique pas cette baisse brutale de teneur en eau du profil, même avec des apports en pluie faibles, pendant cette période.

Tout laisserait penser à une consommation d'eau par la plante, que nous attribuons au phénomène de pleurs, stade phénologique, qui précède le débourrement de la vigne. En sortie de dormance, la vigne perd la sève par les pleurs des sarments coupés de l'hiver. La quantité, estimée par les viticulteurs, est de l'ordre de grandeur du demi litre par jour et par pied pendant une durée variant de une semaine à un mois. Nous avons estimé cette perte en considérant que la variation de stock en eau vaut 50 mm (± 50 mm) sur un mois. Pour une densité 5000 pieds/ha, les pleurs représenteraient 3.3 l par jour et par pied, soit une goutte par pied toutes les 16 secondes. Nous le voyons, avec l'erreur de mesure, cette estimation n'est calculée qu'à titre indicatif. Une étude spécifique à ce phénomène serait à envisager.

Ce phénomène n'avait pas été remarqué en 1999, à cause d'un bilan climatique (pluie moins perte par pleurs) positif, alors qu'en 2000, il est négatif. Ce phénomène a d'ailleurs été accentué avec la sécheresse qui s'ensuivit.

IV.2.4. Les nitrates

La différence de traitement en fertilisant sur les trois années de suivi nous incite à considérer l'évolution de la concentration en nitrates selon deux périodes, la première sous l'effet de la fertilisation, la seconde sans apport.

Rappelons que durant l'année 1998 les parcelles reçoivent une fertilisation de 22 unités d'azote par hectare, ce qui correspond à l'équivalent de 183 mg/l de solution de sol pour 30 cm de sol à 25% d'humidité volumique, ou 55 mg/l pour 1 m de sol à 25% d'humidité. Cette fertilisation fait suite à des apports annuels décroissants depuis quatre ans passant de 90 unités avant 1998 à 0 unités en 1999 et 2000.

Seuls les nitrates sont présentés dans cette analyse. Les concentrations maximales en nitrites et en ammoniac rencontrées n'ont jamais dépassé 0.5 et 1 mg/l, respectivement, ce qui confirme soit que ces substances ne peuvent être suivies par bougies poreuses, soit que leur concentrations sont réellement faibles dans le sol. Nous présentons l'étude statistique des concentrations en nitrate (NO_3) sur chaque parcelle, puis la comparaison sur les stocks d'azote nitrique (N-NO_3), qui tiennent compte de la teneur en eau et de la concentration. Nous avons analysé l'azote sur les cinquante échantillons de sol des fosses par extraction au KCl, à une date donnée (mai 1999) ; les concentrations mesurées ne dépassent pas les valeurs obtenues avec les bougies poreuses.

IV.2.4.1. Hétérogénéité des concentrations en nitrates

Les prises d'échantillon ainsi que les résultats des analyses effectuées sur le site révèlent une extrême hétérogénéité spatiale des volumes échantillonnés et des teneurs en nitrates de la solution du sol. Pendant la période estivale pour les horizons de surface, et décalée à la période hivernale pour les horizons profonds, les résultats des mesures sont généralement peu nombreux. Le déficit hydrique climatique et l'épuisement des réserves en eau limitent en effet les possibilités de prélèvement de la solution du sol par bougie poreuse, générant des lacunes dans les données.

L'incidence du nombre aléatoire d'échantillons hebdomadaires se porte en partie sur la variabilité des résultats, à laquelle il faut adjoindre la variabilité naturelle sur la distribution des concentrations observées.

Nous avons représenté, au tableau IV-4, un exemple de distribution des concentrations en nitrates aux différentes profondeurs pour deux dates, en fin et en début de saison végétative, (28 octobre 1998 et 24 mai 2000). Sur cet exemple ponctuel, nous notons des coefficients de variations élevés, qui rendent bien compte de ceux obtenus pendant la durée du suivi (entre 10 et 200%). Dans les deux parcelles, les coefficients de variation pour toutes les profondeurs avoisinent les 80% (conforme à la bibliographie). Compte tenu de ces coefficients de variation élevés, la précision de l'estimation des concentrations moyennes est faible.

Cependant, les ordres de grandeurs dans les deux parcelles étant totalement différents, nous pouvons tout de même comparer les valeurs entre elles et ainsi distinguer les comportements propres à chaque itinéraire technique.

Cet exemple est démonstratif du caractère particulier du suivi de nitrates dans le sol. Ponctuellement, la concentration en nitrate peut atteindre des extrema exceptionnels. En parcelle enherbée, il a été mesuré fréquemment des concentrations inférieures à 1 mg/l, alors qu'en parcelle désherbée, les concentrations peuvent atteindre 800 mg/l sur tout un profil, sans pour autant avoir des explications précises.

Cette hétérogénéité spatiale et temporelle peut être expliquée par l'hétérogénéité de certaines caractéristiques intrinsèques naturelles du sol et par la diversité des interventions viticoles. Parmi les caractéristiques intrinsèques impliquées, la texture, la structure et la teneur en matière organique sont celles dont les effets seraient déterminants du fait de leur incidence sur la porosité, la perméabilité et la répartition dans le sol des racines, des débris organiques et des masses bactériennes associées. En outre, divers comportements du sol peuvent induire des hétérogénéités temporaires supplémentaires capables de modifier les conditions de circulation de l'eau dans le sol (écoulements préférentiels). Parmi les facteurs liés à la pratique de la viticulture, il convient de citer les influences des passages d'engins au moment des travaux culturaux, des différents traitements et amendements (la fertilisation azotée est appliquée sous le rang de vigne), et surtout l'enfouissement, dans l'inter-rang, des résidus de cultures (sarments, feuilles) responsable d'une grande part d'hétérogénéité spatiale de la concentration en nitrate. Il faut également souligner que ces différents facteurs et leurs effets respectifs sont fortement influencés par les conditions climatiques, par définition très aléatoires.

Station	Profondeur	ENHERBEE				DESHERBEE			
		Inter-rang		Rang		Inter-rang		Rang	
		28-oct-98	24-mai-00	28-oct-98	24-mai-00	28-oct-98	24-mai-00	28-oct-98	24-mai-00
1	30	0.89		93.16	4.91	32.9		140.95	20.34
	60	0.86	3.41	22.6	20.92	168.3	39.96	379.6	63.4
	90			5.99		147	59.86	310.5	63.9
	120			2.55	35.46		83.03		49.32
2	30	3.38		45.08		127.1	71.68	165.65	89.38
	60	3.98	15.24	36.2	21.44	112.15	37.2	153	111.8
	90				23.74	55.5	49.44		
	120		38.78		49.74		54.72		
3	30	8.58	10.69	16.6	25.18		129.74	603	139.4
	60	2.74	1.42	15.5	37.76	93.8		179	42.3
	90		8.06		54.42		32.4		45.6
	120		2.24		2.11		43.46		50.45
4	30	11.45	6.89	4.05	34.12	268	180.8	669.9	59.14
	60	11.7	6.14	48.8	25.42	199.8	42.02	546	70.5
	90	4.42	8.79		17.98		230.03	655	89.7
	120		5.94		20.68		208.78		100.1

Date	Enherbée			Désherbée		
	28-oct-98	24-mai-00	N	N	28-oct-98	24-mai-00
Moyenne 30	22.90	16.36	8/5	7/7	286.79	98.64
Moyenne 60	17.80	16.47	8/8	8/7	228.96	58.17
Moyenne 90	5.21	22.60	2/5	4/7	292.00	81.56
Moyenne 120	2.55	22.14	1/7	0/7		84.27
Ecart type 30	31.68	12.71	8/5	7/7	249.34	54.59
Ecart type 60	17.20	12.44	8/8	8/7	154.88	26.89
Ecart type 90	1.11	18.96	2/5	4/7	263.99	67.86
Ecart type 120		19.48	1/7	0/7		58.68
C.V. 30	138%	78%			87%	55%
C.V. 60	97%	76%			68%	46%
C.V. 90	21%	84%			90%	83%
C.V. 120		88%				70%

Tableau IV-4 : Distribution spatiale et statistiques des concentrations en nitrates (mg/l) dans la solution du sol dans les deux parcelles (enherbée et désherbée), pour deux dates de prélèvement (28 octobre 1998 et 24 mai 2000), sur le site de Rouffach (68, France). Les données manquantes sont dues à des prélèvements nuls par les bougies poreuses.

IV.2.4.2. Variation intra-annuelle

Les variations intra-annuelles (figure IV-13) ne présentent pas clairement un caractère saisonnier, mais quelques tendances apparaissent.

Deux périodes sont propices à une augmentation de la concentration en nitrate. Ce sont les mois de mai et septembre. Elles coïncident généralement avec des conditions minéralisatrices favorables (paragraphe IV.2.4.5).

Pendant la période estivale, plusieurs facteurs sont susceptibles d'intervenir à des degrés divers, simultanément ou séparément. Il s'agit de l'intensification de la minéralisation amorcée à la fin du printemps, de l'absorption de l'azote minéral par la culture et de la présence de reliquats azotés plus ou moins importants constitués

d'azote minéral non utilisé par les végétaux et d'azote organique minéralisé tardivement.

Au cours de la période hivernale, nous assistons, avant d'atteindre un nouveau palier hivernal des teneurs, à une diminution des concentrations largement tributaires de la pluviosité.

En parcelle enherbée, nous pouvons dissocier les horizons de surface et les horizons de profondeur. En profondeur, les maxima sont supérieurs à ceux de surface (174 et 120 mg/l de nitrates à 120 et 90 cm de profondeur contre 80 et 89 mg/l de nitrates à 60 et 30 cm de profondeur). Nous remarquons aussi que les horizons de surface contiennent moins de nitrates que les horizons de profondeurs, spécialement en période hivernale. Entre les mois de décembre et mars 1998, 1999, 2000, les moyennes de la concentration en nitrates valent respectivement selon les profondeurs 30, 60, 90, 120 cm, 4, 7, 40, 30 mg/l en 1998/99, 10, 27, 39, 26 mg/l en 1999/00. Les horizons de surface étant colonisés par les racines de couvert herbacé particulièrement actif en période hivernale, nous pouvons attribuer cette différence de concentration en nitrates à l'absorption azotée de l'herbe, confirmant ainsi les hypothèses de la bibliographie.

En parcelle désherbée, les trois premiers horizons présentent des variations importantes et comparables. Sous fertilisation, les concentrations des horizons 30, 60, 90 cm de profondeur sont élevées et supérieures à 100 mg/l. Un pic de concentration s'observe au moment de la fertilisation en surface et se décale dans le temps plus la profondeur augmente. Sans fertilisation, elles varient autour des 100 mg/l, sans un caractère saisonnier marqué. Nous pouvons déduire des mesures une légère augmentation pour les périodes printanière et automnale (visible en octobre 1999). Pour l'horizon 120 cm, les pics et variations sont plus amortis, pouvant indiquer la limite inférieure de l'influence de la vigne sur le profil.

IV.2.4.3. Variation inter-annuelle

Les variations inter-annuelles dépendent, dans notre suivi, principalement des apports de fertilisant et de la pluviométrie. Sous deux itinéraires techniques différents, avec les mêmes apports dans les deux parcelles (22 unités en 1998 et zéro en 1999 et 2000) et des années contrastées du point de vue de la pluviométrie, les valeurs des concentrations sont totalement différentes.

Sous apport de 22 unités et une pluviométrie annuelle située dans la moyenne (1998), les concentrations fluctuent entre 800 mg/l et 50 mg/l en mars 1999 (pallier bas hivernal) en parcelle désherbée, et entre 100 mg/l et 1 mg/l en parcelle enherbée (figure IV-13).

Sans apport de fertilisant et pour des pluviométries annuelles très supérieures à la moyenne, les concentrations varient sur un intervalle plus faible, entre 200 mg/l et 50 mg/l en parcelle désherbée et entre 100 mg/l et 1 mg/l en parcelle enherbée.

La disparition de la fertilisation et des bilans hydriques excédentaires sont à l'origine de la forte diminution des concentrations en nitrates de la parcelle désherbée. Le sol a donc réagi rapidement à ces changements, et nous sommes amenés à penser qu'une année particulièrement humide suffit à éliminer par lessivage et absorption, le reliquat de nitrate dans un sol viticole.

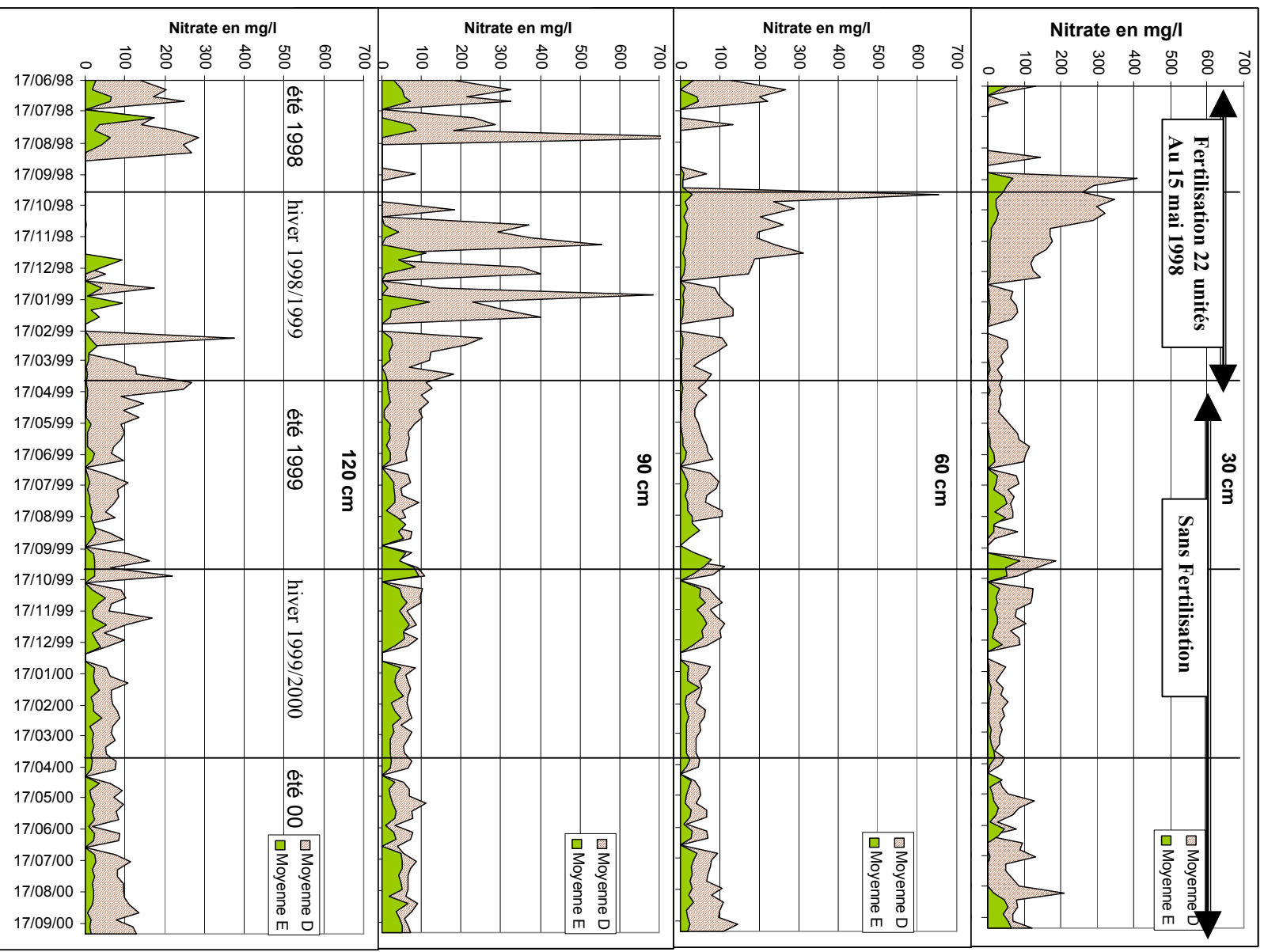


Figure IV-13 : Evolution des concentrations moyennes en nitrates (mg/l) par profondeur de mesure, (toutes stations, rang+interrang) sur la période du suivi en parcelles enherbée et désherbée, aux différentes profondeurs d'étude, site de Rouffach (68, France).

En revanche, en parcelle enherbée, l'absence de la fertilisation n'a pas le même impact, quelle que soit la pluviométrie ; une certaine tendance à l'augmentation semble apparaître, tout en restant dans des gammes de concentration inférieures à

celle de la parcelle désherbée. Elle est attribuée aux conditions climatiques humides favorables à la minéralisation. Cette tendance à l'augmentation des concentrations à la fin de l'été 2000 est en fait une conséquence directe de l'été chaud et humide.

Entre les années 1998 et 1999, les concentrations moyennes en nitrate sont du même ordre de grandeur alors que la parcelle a été fertilisée le 15 mai 1998. Nous observons un certain équilibre pour les concentrations en nitrates, atteint en sol enherbé, malgré la fertilisation.

Ceci indique bien que l'enherbement absorbe la fertilisation sans réellement contribuer à alimenter la vigne. Cette fertilisation à 22 unités n'a pas atteint l'objectif pour lequel elle a été appliquée. Peut être est-ce une question de dose ? Des essais supplémentaires seraient nécessaires.

IV.2.4.4. Evolution des stocks d'azote nitrique

D'un point de vue stock d'azote nitrique dans le sol, la différence entre les deux modes de conduite est flagrante (figure IV-14). Nous supposons en accord avec les viticulteurs du domaine que la fertilisation azotée des deux parcelles est identique, sur les années précédentes. L'évolution des stocks en azote nitrique dans la couche 0-1.20 m de sol suit celle des concentrations. Sous fertilisation et pluviométrie moyenne, les stocks d'azote nitrique de la parcelle désherbée sont excessifs (entre 100 et 300 kgN/ha) par rapport aux besoins de la vigne (60 kgN/ha/an). La diminution de la concentration en nitrate pour les années 1999 et 2000 entraîne une diminution du stock d'azote nitrique du sol. La valeur moyenne se stabilise aux alentours de 100 kgN/ha. Ce qui reste largement suffisant pour les besoins de la vigne.

En partant de l'année 1998, comme référence des temps, le stock d'azote nitrique, après fertilisation, est au maximum. Durant l'année 1999, en associant les concentrations avec l'évolution du stock total de nitrate, nous voyons un entraînement du stock d'azote en profondeur. Sur la figure IV-13, un décalage des pics de concentration avec la profondeur s'observe : 17/09/1998, pour la profondeur 30 cm ; 05/10/1998, pour la profondeur 60 cm ; entre le 10/11 et le 30/12/1998, pour la profondeur 90cm ; et enfin 15/02/1999 pour la profondeur 120cm. Pendant l'année 2000, le phénomène d'entraînement est remplacé par celui de dilution. Les concentrations deviennent constantes. Nous observons donc un enrichissement en nitrate selon la profondeur, comme dans le cas d'un lessivage vertical. Notons que l'allure générale de l'évolution temporelle des stocks azotés semble suivre une forme exponentielle. Ce type de processus (décroissance exponentielle qui témoigne d'un phénomène d'entraînement-dilution) est souvent assimilé au cas d'un lessivage de stock initial en présence d'excès d'eau (Arlot, 1999). A la fin de la période de suivi, nous pouvons affirmer que le cycle de lessivage des nitrates sur ce sol de vigne désherbée est terminé. Un équilibre précaire est atteint, que seul un dérèglement naturel (sécheresse) ou anthropique (apport azoté excessif) peut perturber.

En parcelle enherbée, nous observons plutôt le contraire. Les stocks de nitrate semblent faibles, entre 10 et 60 kgN/ha, avec ou sans fertilisation, et présentent une légère augmentation. L'équilibre atteint semble stable, puisque malgré la fertilisation le stock d'azote oscille toujours autour des 50 kgN/ha.

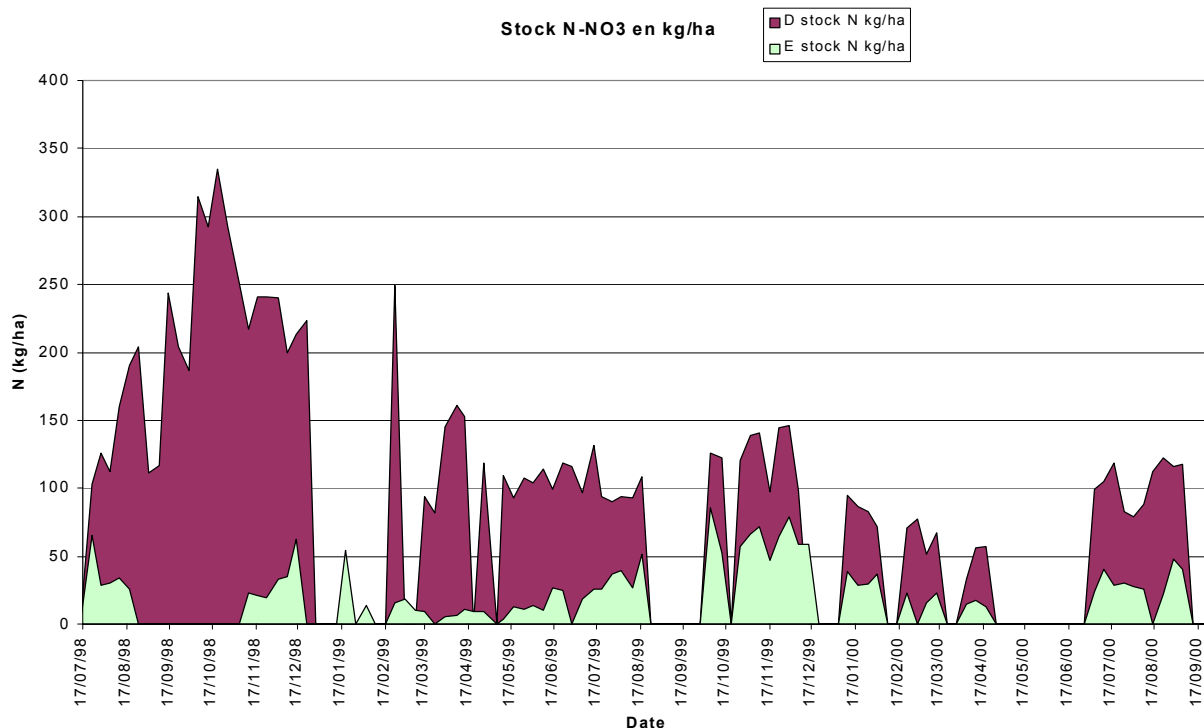


Figure IV-14 : Evolution des stocks moyens d'azote nitrique, sur les stations 1 à 4 pour les parcelles enherbée et désherbée, calculés sur 1.20 m de sol, site de Rouffach (68, France).

IV.2.4.5. *Superposition Concentration et facteurs de cinétiques*

En appliquant les fonctions d'humidité et de température définies dans le Chapitre I et en superposant la courbe obtenue sur le graphique des concentrations en nitrate (figure IV-15), nous pouvons déterminer effectivement les périodes favorables à la minéralisation, et ainsi expliquer les tendances à l'augmentation et à la diminution des teneurs en nitrates de la solution du sol. Les périodes propices correspondent aux périodes pour lesquelles la fonction (humidité×température) est supérieure à 1. Le coefficient K1 de la cinétique de minéralisation est alors supérieur à k0.

Nous déterminons ainsi les périodes favorables : les mois de septembre 1998, juin à octobre 1999 et juin à septembre 2000.

Du fait d'un régime hydrique différent, les périodes semblent plus longues en parcelle enherbée qu'en parcelle désherbée. Cependant gardons à l'esprit le caractère exceptionnel des années de suivi.

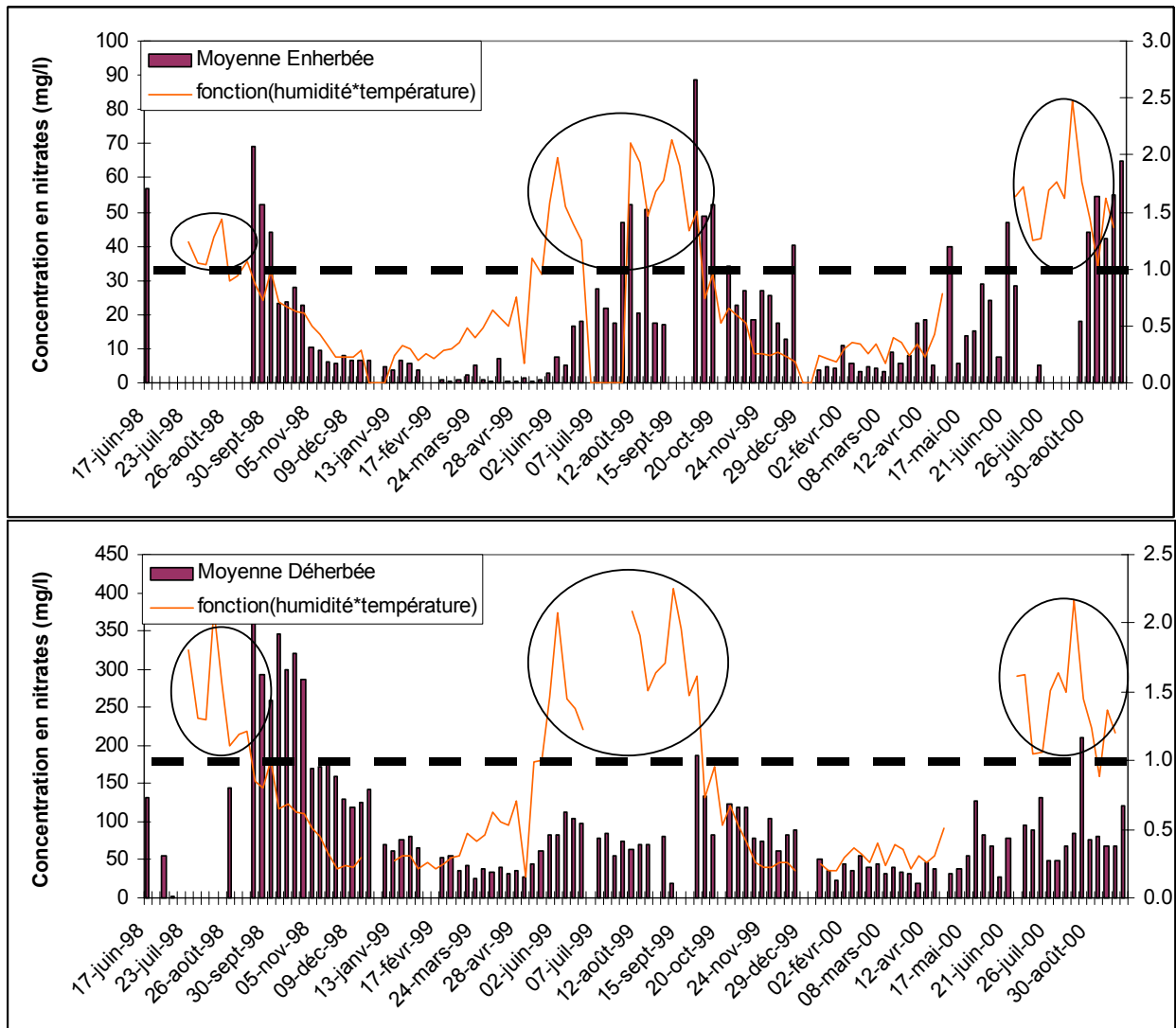


Figure IV-15 : Superposition des courbes de concentrations moyennes en nitrates (mg/l) et de la fonction cinétique de minéralisation (humidité et température), pour la profondeur 30 cm des parcelles enherbée et désherbée pour la période de juin 1998 à octobre 2000, site de Rouffach (68, France). Les ellipses indiquent les périodes favorables à la minéralisation.

IV.2.4.6. Comparaison Enherbée/Désherbée

Comme pour les autres paramètres, un effet de rang est aussi mis en évidence. Cependant il est différent selon l'itinéraire technique.

En parcelle désherbée et à toutes les profondeurs, la concentration moyenne mesurée sous le rang de vigne est plus élevée sous fertilisation que dans l'inter-rang. Mais elle est équivalente sans apport de fertilisant. Cette différence est imputable d'une part à la technique d'application du fertilisant qui est plus spécifiquement apporté sous le rang de vigne, et d'autre part à l'activité microbologique. Cette activité est particulièrement intense au niveau des racines des végétaux qui influe sur les échanges de flux hydriques dans le sens inter-rang / rang de la parcelle désherbée (paragraphe IV.2.3.4). La figure IV-16 présente l'exemple de la profondeur 30 cm, sur laquelle nous voyons que la concentration en nitrate sous le rang pour la période août-décembre 1998 est bien supérieure à celle sous l'inter-rang.

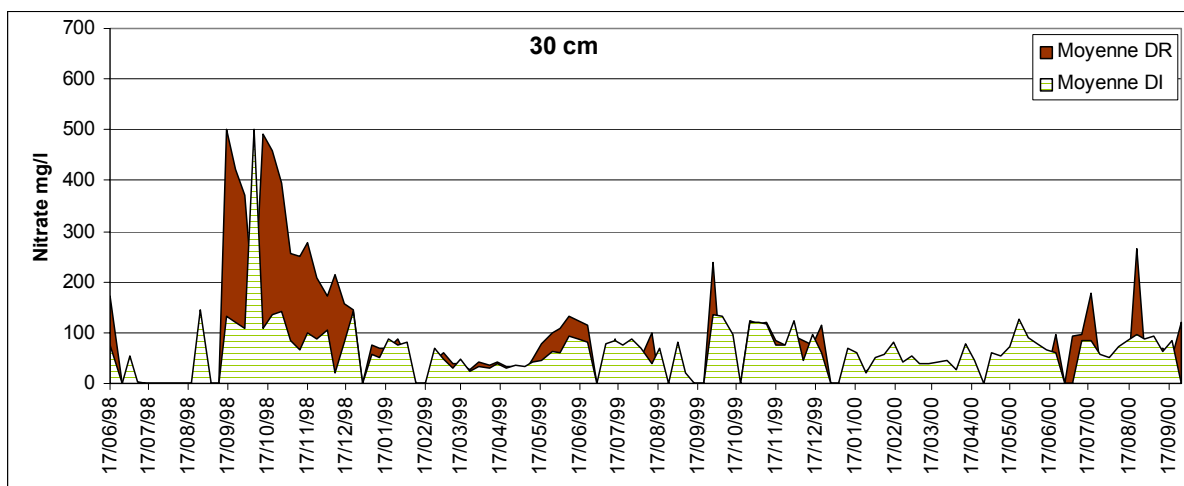


Figure IV-16 : Comparaison des concentrations moyennes de nitrates sous le rang et dans l'inter-rang à 30 cm de profondeur en parcelle désherbée, site de Rouffach (68, France).

En parcelle enherbée, sur toute la durée du suivi (figure IV-17), la moyenne de la concentration en nitrates mesurée sous le rang est plus élevée que sous l'inter-rang. Cette différence est due à la présence de l'herbe, qui transforme et stocke l'azote nitrique sous forme d'azote organique. L'activité rhizosphérique est aussi bien stimulée sous les racines de vigne (sous le rang) que sous les racines d'herbe (sous l'inter-rang).

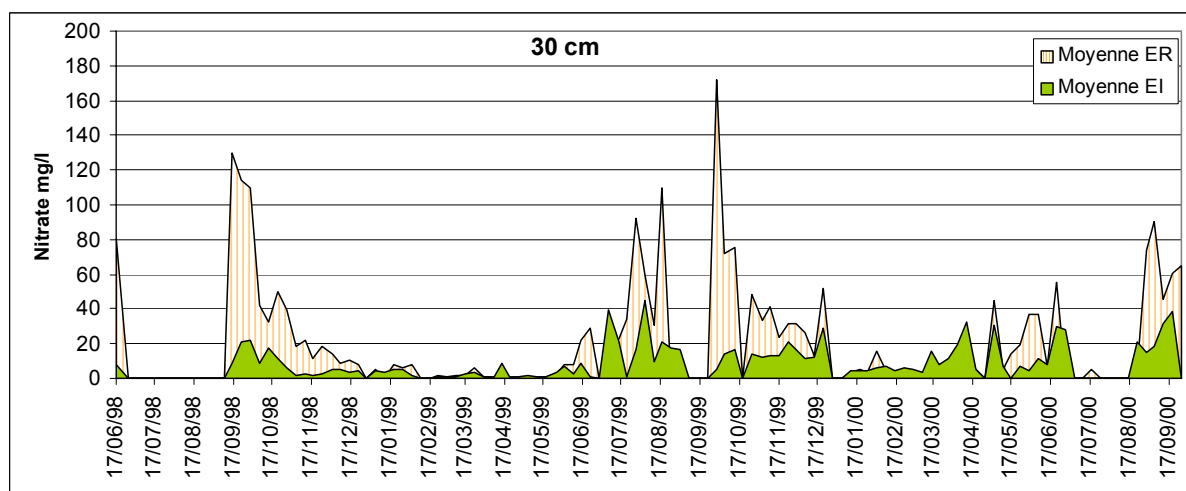


Figure IV-17 : Comparaison des concentrations moyennes de nitrates sous le rang et dans l'inter-rang à 30 cm de profondeur en parcelle enherbée, site de Rouffach (68, France).

La comparaison des concentrations en nitrate sur les deux parcelles (figure IV-18), quoique la précision des mesures soit faible, est évidente. Un coefficient de réduction sur la concentration en nitrate sous couvert herbacé est déterminé en faisant le rapport de la concentration moyenne de la parcelle enherbée sur celle de la parcelle désherbée, par date.

Ce rapport varie de 1.1 à 32.5 sur toute la période de suivi. En scindant la période de suivi selon la fertilisation, le rapport de réduction moyen sous 22 unités d'azote s'élève à 12, alors que sans apport, il vaut 4.

Le couvert herbacé absorbe facilement la fertilisation de 1998. Il permet d'entretenir un équilibre de la concentration en nitrate, même si nous pouvons considérer la

valeur moyenne équilibre comme faible. Notons que les concentrations observées sous enherbement sont largement en dessous de la norme de potabilité de 50 mg/l.

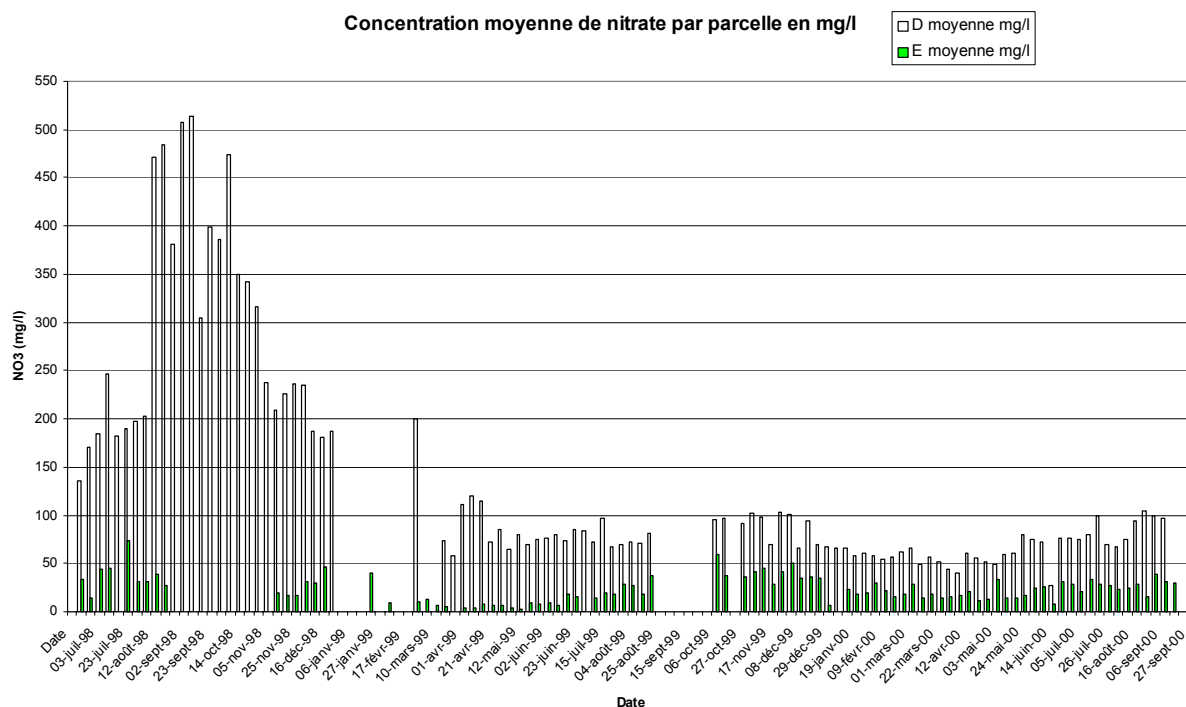


Figure IV-18 : Evolution des concentrations moyennes en nitrate sur tous les points de mesures, en parcelles enherbée et désherbée, site de Rouffach (68, France).

En parcelle désherbée, les concentrations deviennent acceptables pour les années 1999 et 2000. Un état d'équilibre semble atteint à des concentrations aux alentours de 70-100 mg/l, ce qui reste tout de même supérieur aux 50 mg/l de la norme de potabilité.

La dynamique des stocks d'azote nitrique est différente sur les deux parcelles. Les processus classiques de lessivage vertical s'observent sur la parcelle désherbée (entraînement/dilution du reliquat vers le sous sol). Sur la parcelle désherbée, la disparition (par lessivage, absorption, réorganisation) de 250 kgN/ha d'un stock initial important d'azote nitrique sur deux ans permet d'atteindre un stock quasi constant d'azote. Alors qu'en parcelle enherbée, le lessivage semble réellement mineur (moins d'une vingtaine de kgN/ha). Le rapport de réduction du stock d'azote nitrique par la présence d'un couvert herbacé s'élève à 10-12 sous fertilisation et à 3-4 sans fertilisation. Ceci montre bien l'efficacité de l'herbe pour consommer l'azote nitrique.

Outre les changements dans la dynamique hydrique, la présence du couvert herbacé retient les nitrates principalement sous forme organique, et ainsi prévient l'entraînement d'un stock d'azote nitrique vers le sous sol.

Il serait alors intéressant de provoquer un déséquilibre par un apport de fumure azoté afin d'évaluer d'une part l'évolution du stock d'azote et la durée d'un cycle de lessivage en parcelle désherbée, et d'autre part les capacités maximales d'absorption du couvert herbacé.

D'après les viticulteurs du domaine, la vigne dans les deux parcelles n'a pas subi de stress azoté, elle aurait même un excès de vigueur (développement excessif du feuillage dont la couleur devient vert foncé) dans les deux parcelles. Une analyse

complémentaire du fruit permettrait de confirmer cette hypothèse (un échantillon a été transmis à l'INRA de Bordeaux pour l'analyse du stress azoté).

La vigne n'a pas subi de stress azoté tout en consommant l'équivalent de 60 kg/ha d'azote nitrique par an. La concentration moyenne et les stocks moyens en nitrates étaient très élevés en parcelle désherbée en 1998, puis relativement constants en 1999 et 2000. Tout ceci nous indique que :

- les nitrates étaient excédentaires en 1998, suffisant en 1999 et 2000,
- la minéralisation naturelle du sol, en conditions particulièrement favorables pour les années de suivi, semble être suffisante face aux besoins de la vigne.

En effet, lié à une activité biologique supérieure, l'équilibre en parcelle enherbée est la conséquence d'une transformation plus ou moins rapide selon les conditions climatiques de l'azote minéral, et de l'azote organique qui se minéralise et est consommé rapidement soit par le couvert herbacé, soit par la vigne.

Remarquons tout de même qu'en parcelle enherbée, les concentrations et stocks d'avril-mai 1999, correspondant à la période de fort besoin, sont relativement faibles. Un amendement de complément aurait-il permis de rectifier la concentration à cette période ?

IV.3. Modélisation des besoins de la vigne et de l'herbe.

L'étape suivante consisterait à déterminer les bilans hydriques et azotés pour les différents itinéraires techniques. D'après les expressions présentées en partie bibliographie, nous recensons deux inconnues pour les bilans hydriques et azotés :

- les pertes par drainage naturel et lessivage,
- les prélèvements hydriques et azotés des plantes de l'association.

L'objectif de ce travail étant de déterminer les quantités drainées-lessivées sous les deux itinéraires techniques, nous avons opté pour la modélisation des besoins de la plante appliquée à la région Alsace.

L'évapotranspiration des systèmes vigne/sol nu et vigne/herbe-sol nu est déterminée par couplage des modèles de calcul d'ETP classiques et d'interception du rayonnement de Riou *et al.*, (1989, 1994) et de Trambouze *et al.*, (1998).

La détermination de la demande azotée de la vigne et de l'herbe est obtenue par calage des paramètres d'un modèle en cours de développement par l'INRA (Brisson et INRA, 1999), grâce à la collaboration de l'équipe de l'INRA de Laon (B. Mary et G. Ponsardin) et au travail de Hennequin, (2000).

IV.3.1. L'évapotranspiration

L'estimation de l'ETR d'une parcelle de vigne est rendue difficile autant par la forme du couvert que par la plante elle-même. En effet, s'il est aujourd'hui relativement aisé de mesurer la consommation d'un couvert continu, les méthodes classiquement utilisées trouvent leurs limites dans une utilisation appliquée aux couverts hétérogènes.

IV.3.1.1. Algorithme

La détermination des différentes évapotranspirations suit les étapes suivantes (figure IV-19) :

- calcul de l'évapotranspiration de référence
- calcul du rayonnement intercepté et absorbé (Rabs) par la vigne selon l'algorithme de Riou *et al*, (1989, 1994)
- calcul de la transpiration de la vigne
- calcul à partir du rayonnement restant ($R_{rest} = R_{net} - R_{abs}$) calcul de l'évapotranspiration du couvert herbacé
- calcul de l'évaporation du sol par les concepts de Brisson et Perrier, (1991).

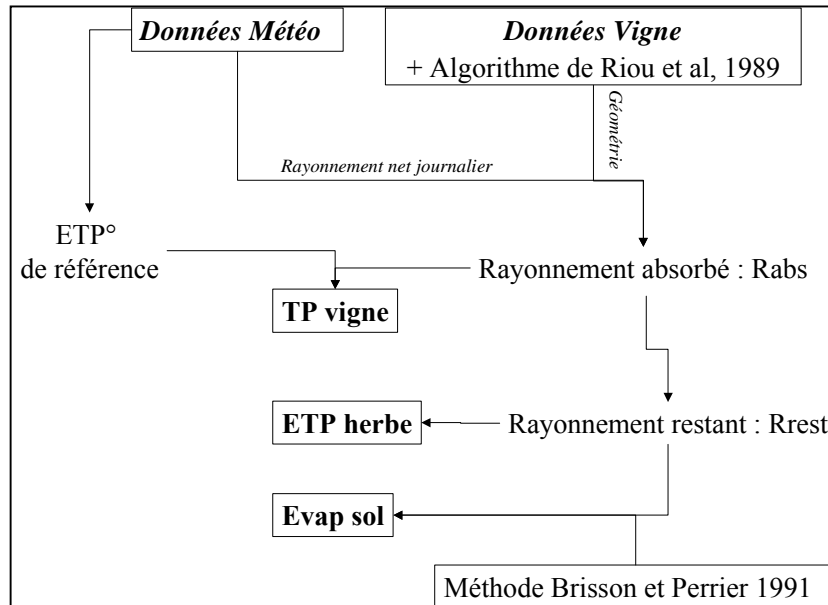


Figure IV-19 : Principe du calcul des ETP.

Les valeurs obtenues sont comparées aux valeurs trouvées dans la bibliographie, dans les paragraphes suivants, afin de valider les calculs.

IV.3.1.2. Le modèle de Riou *et al*. (1989)

La méthode de détermination du rayonnement absorbé par la vigne qui permet d'évaluer la transpiration est rappelée sur la figure IV-20.

Le rayonnement émis se compose du rayonnement diffus (Rd) et du rayonnement global (Rg). Le rayonnement global qui traverse une rangée de vigne se décompose alors en rayonnement intercepté direct (Ri) par le couvert et du rayonnement global non intercepté associé obtenu à partir de la porosité du couvert $((1-p)Rg)$. Le rayonnement réfléchi (Rr) est déduit de la réflexion du rayonnement global direct et non intercepté par le couvert. Le rayonnement absorbé par la vigne (Rav) est alors obtenu comme la somme des rayonnements diffus, interceptés directs et réfléchis.

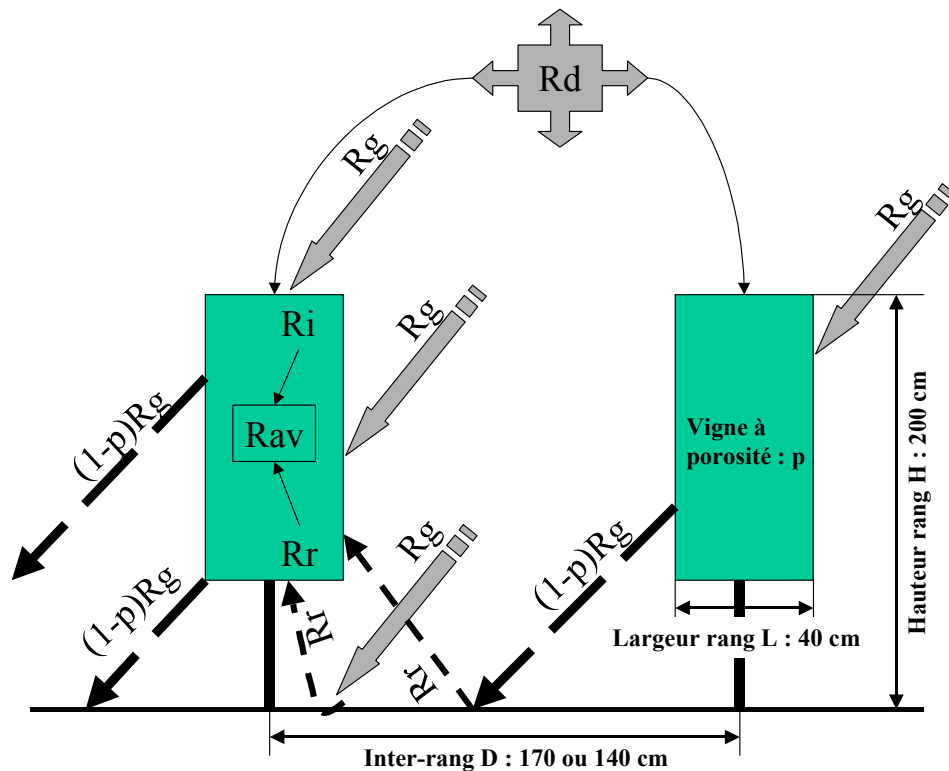


Figure IV-20 : Schéma de détermination des rayonnements absorbés par la vigne (R_{av}) en fonction du rayonnement total global (R_g), du rayonnement diffus (R_d), du rayonnement intercepté direct (R_i), du rayonnement réfléchi (R_r).

IV.3.1.3. L'adaptation au cas alsacien

C'est donc sur les bases de cet algorithme que l'évapotranspiration des systèmes vigne/sol nu et vigne/(herbe-sol nu) est calculée. L'algorithme de Riou programmé en FORTRAN a été transmis par l'équipe de M. Voltz de l'INRA de Montpellier. Cependant quelques adaptations sont nécessaires pour l'appliquer au vignoble alsacien et des modifications sont apportées pour le calcul des deux autres termes que sont l'évaporation du sol nu et l'évapotranspiration de l'herbe.

La géométrie propre de la vigne alsacienne diffère de celle des vignobles montpelliérain et bordelais par le mode de conduite : palissage plan vertical « Guyot » double arcure. Cette forme de couvert correspond bien à l'hypothèse de parallélépipède infini, nécessaire pour appliquer le modèle. Les données de forme du parallélépipède de vigne sont mesurées *in situ* et interpolées par une fonction exponentielle. Les hauteurs, largeurs et porosités prennent une valeur nulle de la sénescence au débourrement, et une valeur maximale fixée à : $H_{\text{vigne}} = 2$ m ; $l_{\text{vigne}} = 0.4$ m ; $p_{\text{vigne}} = 0.33$. L'albédo est pris constant à 0.2.

Les paramètres géographiques astronomiques et climatiques sont naturellement différents selon le lieu d'application du modèle.

Pour la parcelle elle même, l'orientation n'est plus Nord-Sud comme dans la publication de Riou *et al.* (1989, 1994) mais Est-Ouest, et il n'a pas été tenu compte de la pente, nous supposons un terrain horizontal, ce qui entraîne une légère différence par rapport au cas réel au niveau de l'interception du rayonnement.

Les données d'entrée à disposition à Rouffach sont journalières. Pour le calcul du rayonnement intercepté, ce pas de temps journalier impose une interpolation des données d'entrée pour les convertir en pas de temps horaire. Il s'agit du seul calcul effectué à cette échelle de temps. Tous les autres résultats sont obtenus pour des pas de temps journaliers.

Cependant, il est très important de noter que ce modèle ne tient pas compte de la période de démarrage végétatif : période d'avril quand la vigne pleure mise en évidence précédemment.

IV.3.1.4. Evaluation des paramètres du modèle de Brisson et Perrier (1991)

Nous avons adapté le modèle pour calculer l'évaporation du sol non pas sur une longue période entre t_0 et t_n mais de façon journalière, tout en gardant à l'esprit que les variations de la demande évaporative ne seront pas considérées comme instantanées mais qu'elles sont supposées être suffisamment lentes pour admettre atteindre un régime quasi permanent à chaque pas de temps.

L'évaporation revient à déterminer pour les jours sans pluie le paramètre A (Eq. II. 17) puisque :

$$\text{EvaR}_{\text{sol}} = \sqrt{2A \cdot \text{ETP}^\circ + A^2} - A \quad \text{Eq. IV-2}$$

avec EvaR_{sol} l'évaporation du sol

A paramètre de calcul

ETP° évapotranspiration de référence.

Le paramètre A :

Ce paramètre dépend des propriétés du sol, des paramètres climatiques, des variables climatiques dites intrinsèques (dépendant du processus asséchant, de la résistance aérodynamique et de la température de surface). Ainsi nous séparons un terme relié aux paramètres du sol (humidité du sol, structure de la couche de surface) A_{sol} , et un terme relié aux conditions climatiques A_{clim} , avec :

$$A = \frac{1}{2} \cdot A_{\text{clim}} \cdot A_{\text{sol}} \quad \text{Eq. IV-3,}$$

A_{clim}

Les paramètres nécessaires au calcul de A_{clim} , comme il s'agit de l'évaporation d'un sol nu, dépendent des échanges thermiques entre l'atmosphère et la surface du sol. Nous avons besoin de déterminer la température de surface T_s .

La température de surface est obtenue à partir des travaux de Itier (1981). T_s est fonction de H, flux de chaleur sensible journalier et de la résistance aérodynamique R_a , (calcul en annexe 1).

A_{sol}

Les auteurs ont choisi de définir ce paramètre seulement à partir de la texture du sol.

Ce paramètre peut aussi être déterminé directement à partir d'abaques en supposant que A_{sol} est une fonction de la texture du sol. Dans le cas d'un limon argileux, texture des parcelles d'étude, A_{sol} vaut 0.15.

IV.3.1.5. Prise en compte de la pluie

En adaptant le modèle de Ritchie, (1972), l'évaporation du sol sera égale à l'évapotranspiration de référence (ETP°) pendant une durée de deux jours, tant que le seuil d'évaporation fixé n'est pas atteint. Ce seuil dépend de la couche de sol avec laquelle les échanges énergétiques ont lieu. Dans la littérature, nous trouvons une épaisseur de 0.3 à 10 cm. Sur le site, l'observation de terrain des croûtes de battance créées indiquerait 0.5 cm. En supposant que l'humidité de surface passe de l'humidité à saturation (46%) pendant l'épisode pluvieux à l'humidité résiduelle (6%), on obtient un seuil de 2 mm.

IV.3.1.6. Passage de l'évapotranspiration potentielle à l'évapotranspiration réelle

Pour la vigne, la transpiration est le processus ayant une influence majoritaire sur la disponibilité en eau et le prélèvement hydrique. Sur le site, en considérant les années particulièrement humides, nous faisons l'hypothèse que la vigne ne subit aucun stress hydrique. Les calculs de modélisation confirmeront ou infirmeront cette hypothèse. Nous cherchons à calculer les bilans hydriques en assurant à la vigne une évapotranspiration potentielle. Selon le résultat et donc l'existence ou non d'un stress hydrique, nous pourrions conclure quant à la faisabilité de l'itinéraire technique.

Pour le couvert herbacé, l'évapotranspiration réelle est déterminée en associant l'évapotranspiration potentielle d'un couvert herbacé avec le taux de couverture de l'herbe mesuré sur le site et extrapolé au pas de temps journalier (figures III-24 et III-25).

Pour le sol nu, l'algorithme calcule déjà une évaporation réelle.

IV.3.2. Résultats des calculs des différentes évapotranspirations

IV.3.2.1. Variations intra-annuelles des ETP

Pour l'ensemble des évapotranspirations calculées, excepté le cas du sol nu, le caractère saisonnier est marqué (figures IV-21, IV-22, IV-23, IV-24). L'aspect cyclique et sinusoïdal suit bien les saisons. Les évapotranspirations sont faibles en hiver (inférieur à 1mm/j), et atteignent des pics en juin-juillet (pour les jours les plus longs et les plus rayonnants en période estivale), avec des valeurs maximales qui varient selon l'année entre 3.4 et 5.5 mm/j pour l'ETP°, 3.7 et 4.3 mm/j pour la transpiration de la vigne, 3 et 4.5 mm pour l'ETR de l'herbe.

IV.3.2.2. L'évapotranspiration de référence : ETP°

Afin de valider le calcul de l'ETP° dite de référence, nous avons comparé les résultats de l'année 1999 (figure IV-21) avec les ETP fournies par MétéoFrance à la station la plus proche de Meyenheim, située à 7 km de Rouffach, dans la plaine Rhénane, à une altitude de 200 m.

En considérant la différence de localisation (plaine-piémont) engendrant des différences climatiques et donc une ETP supérieure en plaine (821 mm) qu'en piémont (718 mm), les deux courbes ont des tendances similaires mais différent sur des valeurs ponctuelles comme les pics.

Cependant les résultats de Rouffach sont considérés comme validés.

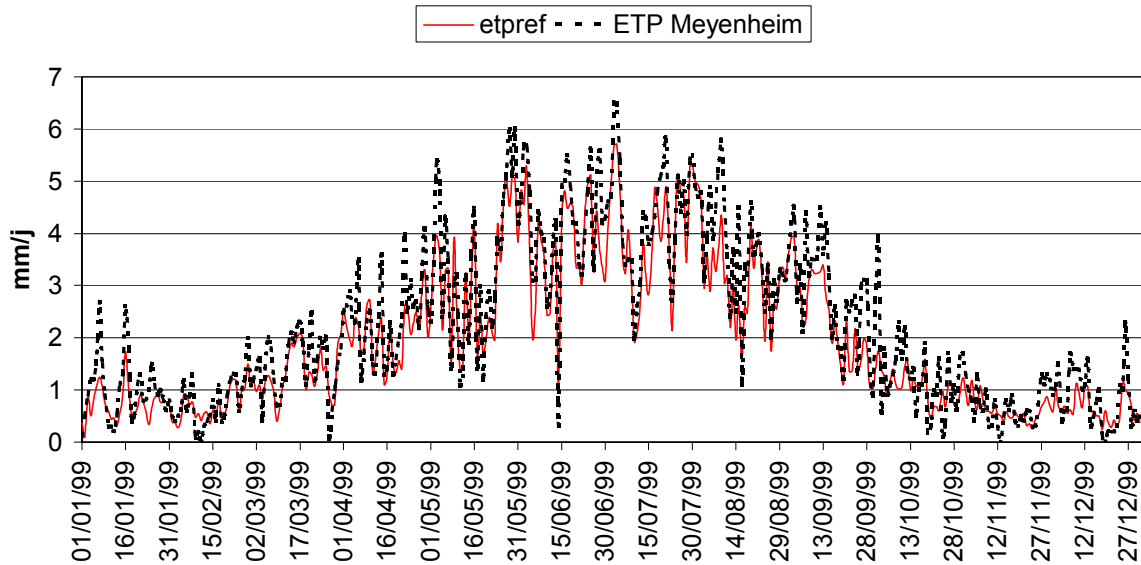


Figure IV-21 : Comparaison ETP calculée (Rouffach) et ETP MétéoFrance (Meyenheim, distant de 7 km) en 1999.

IV.3.2.3. Transpiration de la vigne : TP_{vigne}

Pour valider les transpirations calculées par l'algorithme décrit, nous ne disposons pas de données réelles. Néanmoins nous pouvons nous baser sur la comparaison des totaux obtenus sur la saison végétative dans la littérature. Quelques valeurs sont données pour ordre de grandeur et respectées d'ailleurs par la simulation, par Trambouze *et al.*, (1998) et Droogers, (2000). Nous pouvons aussi confronter nos résultats à la relation de Huglin et Schneider, (1998), $TP_{vigne} = 0.6 \cdot ETP^\circ$, les travaux de Ballif, (1994) et de Droogers, (2000) (tableau IV-5).

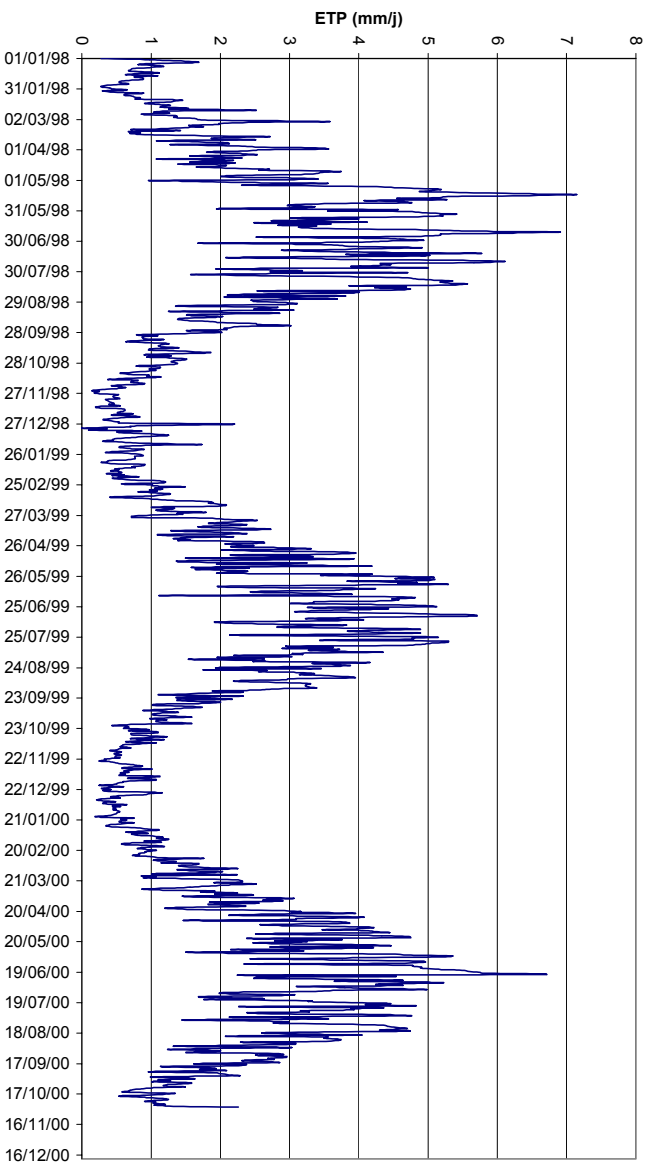
Référence :	Rouffach (moyenne sur 98/99/00)	Relation de Huglin et Schneider, (1998)	(Ballif, 1994)	(Droogers, 2000)
Somme par période végétative	355 mm	352 mm	391 mm à Châlons (INRA)	749 mm avec irrigation
Référence :	Rouffach	(Trambouze <i>et al.</i> , 1998)		(Droogers, 2000)
Valeurs ponctuelles	1 à 4.2 mm/j	1.8 à 3.5 mm/j		Max : 4.7 mm/j

Tableau IV-5 : Comparaison de la transpiration moyenne de la vigne simulée pour le site de Rouffach (68, France) avec les expériences menées, provenant de la bibliographie.

La figure IV-22 montre l'évolution de la transpiration simulée de la vigne sur la période de suivi.

Globalement sans pouvoir garantir le résultat, la transpiration simulée se situe dans les ordres de grandeur annoncés par la bibliographie, en terme de bilan.

Evapotranspiration de référence à Rouffach du 01/1/98 au 30/10/00



Transpiration simulée de la vigne à Rouffach du 01/01/98 au 30/10/00

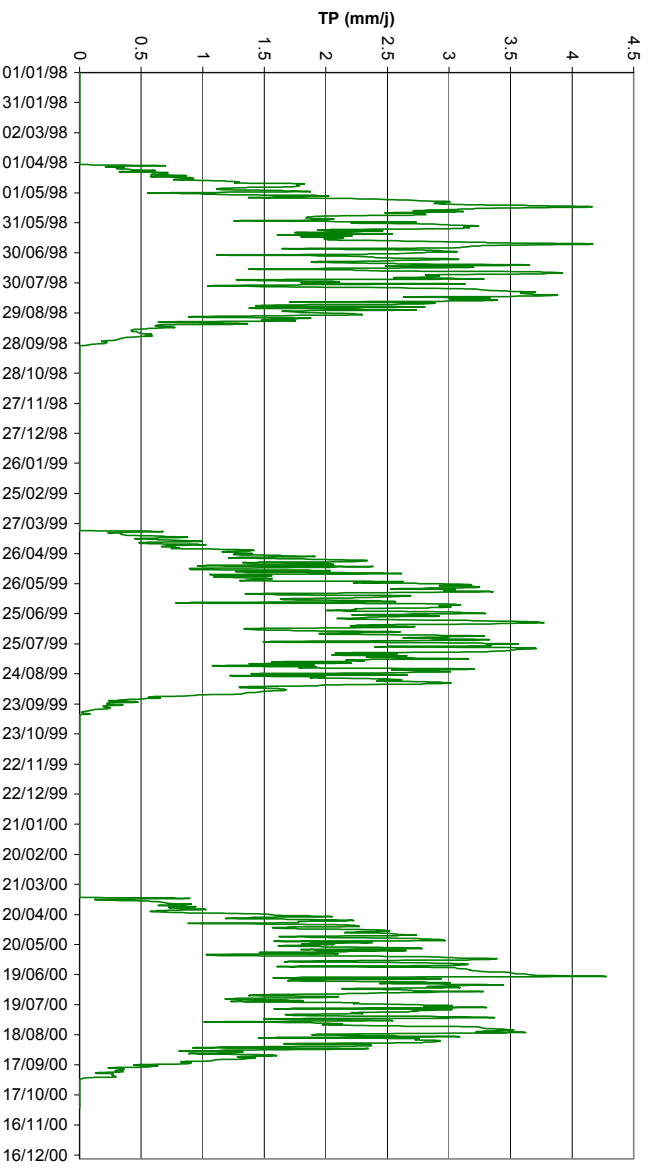


Figure IV-22 : Evolution de l'évapotranspiration de référence et de la transpiration de la vigne à Rouffach du 01/01/98 au 30/10/00

IV.3.2.4. ETP herbe

Nous différencions l'évapotranspiration potentielle de l'herbe de l'évapotranspiration réelle de l'herbe (figure IV-23).

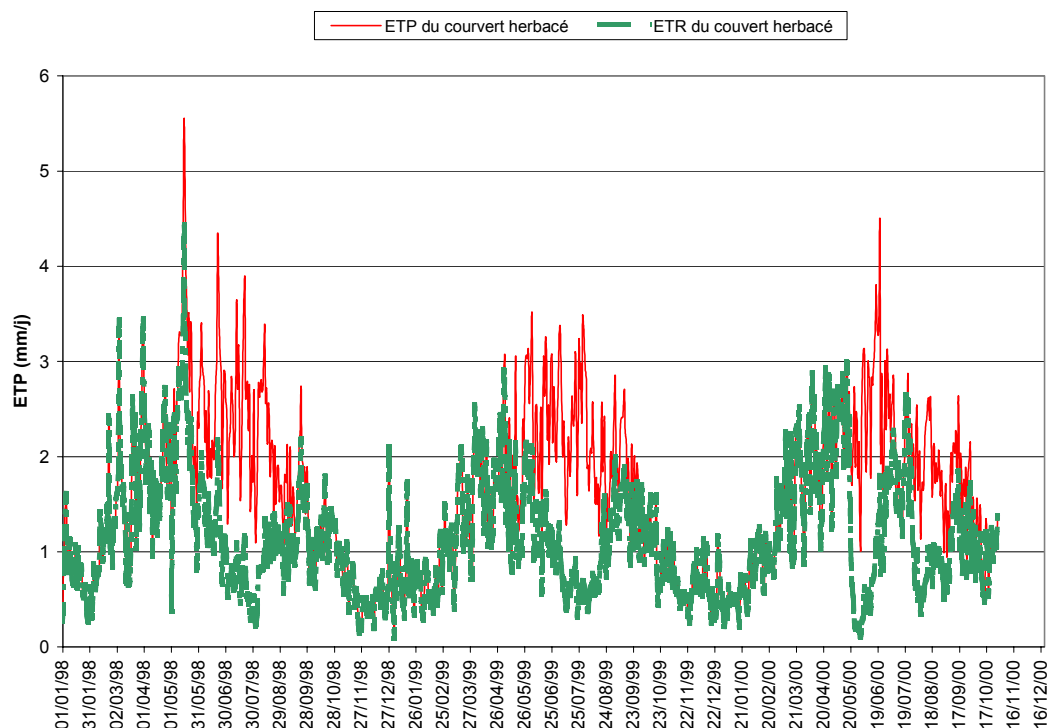


Figure IV-23 : Evolution des évapotranspirations simulées potentielle et réelle du couvert herbacé (trait plein rouge : ETP, gros trait pointillé vert : ETR) du 01/01/98 au 30/10/00 à Rouffach (68, France).

L'évapotranspiration potentielle issue du rayonnement non absorbé par la vigne suit une évolution saisonnière marquée, avec un maximum constaté en mai-juin (compromis entre la demande climatique et l'interception de la vigne) à 5.6 mm en 1998, 3.5 mm en 1999, 4.5 mm en 2000. La vigne a une influence sur l'évapotranspiration potentielle de l'herbe au moment de la saison végétative.

L'évapotranspiration réelle de l'herbe est associée au taux de couverture dont nous pouvons retrouver l'allure de courbe du Chapitre III (figures III-24 et III-25), ainsi que le cycle végétatif du couvert herbacé. Le taux maximal de couverture (100%) se situant en période hivernale et automnale, l'évapotranspiration réelle est équivalente à l'évapotranspiration potentielle. En période estivale la réduction du taux de couverture entraîne une diminution de l'évapotranspiration. La réduction forcée par le taux de couverture ne correspond pas à la méthode la plus aisée à mettre en place car elle nécessite un suivi hebdomadaire de terrain, cependant elle est très efficace.

Par comparaison avec les travaux cités par Ballif, (1994), qui donne pour un sol enherbé une évapotranspiration annuelle entre 404 et 625 mm, le total annuel par hectare de couverture de l'évapotranspiration réelle (548 mm) est cohérent.

IV.3.2.5. L'évaporation du sol nu : EvapSol

L'algorithme de calcul de l'évaporation du sol nu étant basé sur l'évapotranspiration de référence et la pluviométrie journalière (très variable), il apparaît alors normal que l'évolution de l'évaporation du sol nu ne suive pas une tendance semblable aux

évapotranspirations calculées précédemment, mais qu'elle ait un comportement aléatoire comme la pluviométrie. Par rapport aux autres évapotranspirations (figure IV-24), l'évaporation du sol est généralement beaucoup plus faible en terme de valeur (la moyenne annuelle est inférieure à 1 mm). Les ordres de grandeurs sur les bilans trouvés (entre 76.5 et 97.8 mm en période végétative du 01/04 au 01/10) correspondent à ceux trouvés par Droogers, (2000) en sol de vigne (98 mm du 01/03 au 01/10).

Cependant notons une tendance saisonnière pour l'année 1999, qui est due à une pluviométrie régulière et rapprochée tout au long de l'année. Sa prise en compte dans l'algorithme par un non dessèchement dans la première couche du sol impose des valeurs non nulles pour les périodes intermédiaires entre les événements pluvieux.

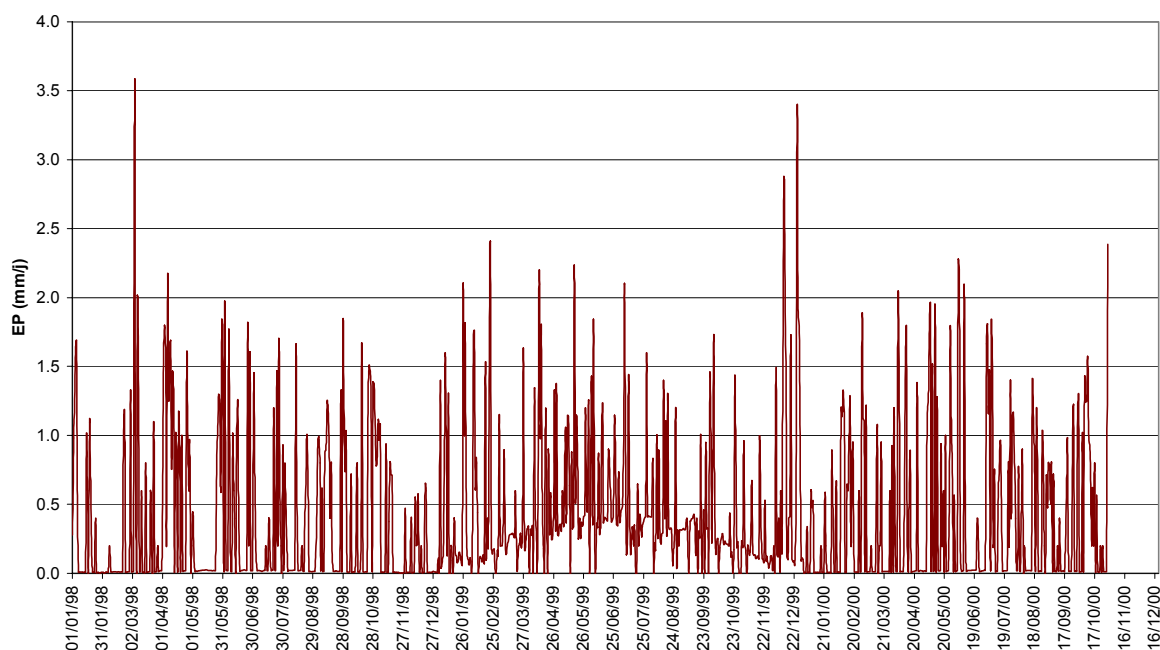


Figure IV-24 : Evolution de l'évaporation simulée du sol nu du 01/01/98 au 30/10/00, à Rouffach (68, France).

IV.3.2.6. Variations inter-annuelles

Les résultats du tableau IV-6 montrent que la transpiration de la vigne et l'évapotranspiration de l'herbe sont prépondérantes par rapport à l'évaporation du sol nu, résultats en conformité avec les travaux de Droogers, (2000).

L'évapotranspiration équivalente d'une vigne enherbée tous les rangs atteint 600 mm, que nous pouvons valider avec les travaux de Ryser, (1991) cité dans Ballif (1994), qui donne 692 mm en sol de vigne enherbée (rang+interrang) à la station de Changins, Suisse.

Les ETP journalières varient selon les conditions climatiques mais globalement, si le pas de temps est supérieur à la semaine, les variations sont plus limitées.

La somme des évapotranspirations sur la base de nos calculs (FAO) ne présente pas de variation interannuelle marquée contrairement à la pluviométrie (entre 3 et 5% de coefficient de variation pour les évapotranspirations de référence,

évapotranspirations réelles de l'herbe et la transpiration de la vigne, contre 14 et 17% pour l'évaporation du sol nu et la pluviométrie).

Année	Saison	Pluviométrie (mm)	ETP°	TP vigne	ETR herbe	EvapR Sol nu
1998	ETE (04/04 au 30/09)	340.8	618.7	363.3	245.5	76.5
1998	année	542.0	811.3	363.3	432.2	133.0
1998/99	HIVER (01/10 au 03/04)	229.2	163.0	0.0	161.2	64.5
1999	ETE (04/04 au 30/09)	477.6	561.7	345.3	227.8	97.8
1999	année	817.4	718.3	345.3	384.8	172.8
1999/2000	HIVER (01/10 au 03/04)	300.2	169.8	0.0	169.8	66.7
2000	ETE (04/04 au 30/09)	411.0	580.4	355.0	246.1	78.1
2000	année partielle	550.2	713.5	355.0	375.8	120.1
ETE	Moyenne	409.8	586.9	354.5	239.8	84.1
	Ecart type	68.4	29.0	9.0	10.4	11.9
	CV%	17%	5%	3%	4%	14%
HIVER	Moyenne	264.7	166.4	0.0	165.5	65.6
	Ecart type	50.2	4.8		6.1	1.6
	CV%	19%	3%		4%	2%

Tableau IV-6 : Résultats des simulations des ETP (transpiration de la vigne, évapotranspiration d'un équivalent enherbé tous les rangs et évaporation du sol nu, en mm par hectare de couverture) sommées par période, pour le site de Rouffach (68, France).

Le calcul des ETP est fortement basé sur des paramètres astronomiques à caractères cycliques (position de la terre par rapport au soleil, durée des jours globalement identique d'une année sur l'autre, donc rayonnement similaire à la nébulosité près). Les paramètres qui ont une influence notable sur le calcul, par ordre croissant, sont en fait :

- la température journalière (même si globalement la température moyenne annuelle ne varie pas beaucoup, +0.3°C en 2000 par rapport à 1999),
- le vent (localement) et
- la pluviométrie (qui intervient sur l'humidité de l'air dans le calcul).

Notre étude se situe à une échelle ponctuelle (microclimat) voire régionale agricole (topoclimat), (Guyot, 1997). A ces échelles-là, les variations des paramètres entrant dans le calcul de l'évapotranspiration peuvent être pris comme invariants à l'échelle de l'année. Nous considérons alors l'évapotranspiration constante (en bilan) sur l'année.

IV.3.3. Le prélèvement azoté

Le prélèvement azoté est déterminé à l'aide du logiciel STICS. Le travail consiste à déterminer et à évaluer les paramètres spécifiques à la vigne afin d'intégrer cette plante pérenne dans les plantes de référence. Des fichiers généraux au logiciel sont à adapter. Ils concernent les fichiers généraux de culture (itinéraire technique), des fichiers liés à la plante. D'autres fichiers sont spécifiques à la pédologie, au climat.

IV.3.3.1. Paramétrage

Le paramétrage d'une plante telle la vigne au sein du modèle requiert une connaissance pointue de la plante et du modèle utilisé. Ainsi nous nous sommes basés sur des ouvrages de référence (Huglin et Schneider, 1998), sur des avis d'experts de l'INRA (Schneider, Gaudillère pour la vigne, Brisson pour le modèle) et de l'Institut Technique du Vin (Mayer).

Devant le grand nombre de paramètres à renseigner, nous présentons dans ce chapitre ceux qui ont nécessité une réflexion ou une adaptation. Ceux qui n'ont pas pu être renseignés avec les caractéristiques de la vigne, ont été pris par défaut sur les valeurs du gliricidia (*Gliricidia sepium*), arbuste tropical paramétré pour STICS, (Tournebize *et al.*, 1996) et travail sur STICS. Cette plante a été choisie pour la similitude de ses caractéristiques : seul ligneux paramétré, cultivé en rang, dimensions proches de celles de la vigne. Cependant, c'est une plante fourragère légumineuse.

L'ensemble des paramètres est présenté en annexe 5.

IV.3.3.1.1 *Le Fichier caractérisant la plante*

La vigne est considérée comme une plante à croissance indéterminée. Les plantes à croissance déterminée connaissent un arrêt de la croissance nette du feuillage se traduisant par une phase de "plateau" dans l'évolution de l'indice foliaire et la mise en place des organes de stockage en une seule fois au stade de début de remplissage des grains (Brisson *et al.*, 1998). Il n'y a donc pas de compétition entre feuilles et fruits pour la répartition des assimilats. Il s'agit en général des plantes à graines. Chez une culture à croissance indéterminée, la croissance des parties végétatives (feuilles) et reproductives (fruits) sont simultanées. Il y a donc compétition pour le carbone et l'azote entre feuilles et fruits. Bien que la vigne soit une plante indéterminée (les feuilles continuent leur croissance pendant le développement des baies), nous la simulerons comme une plante déterminée. A cela plusieurs raisons : les croissances indéterminées sont beaucoup plus difficiles à simuler, car des paramètres de compétition feuilles/fruits sont alors à renseigner et il n'est pas facile de les connaître. De plus, la robustesse de ce formalisme (croissance déterminée) a pu être testée sur de multiples cultures, y compris sur des cultures pour lesquelles il existe un chevauchement entre les phases végétatives et reproductives (soja, lin par exemple) (Brisson *et al.*, 1998). Chez la vigne, la mise en place des fruits se fait en une seule fois, ce qui la rapproche d'une culture déterminée. Sur les conseils de Brisson, pour une première approche, nous faisons donc l'hypothèse que la vigne peut être assimilée à une culture déterminée et considérons que la compétition trophique entre feuilles et fruits n'est pas un élément déterminant de la production de la plante.

La vigne est une plante de type C3, non légumineuse. Sa température minimale de croissance et développement est 10°C, tandis qu'à partir de 35°C « on peut parler de températures excessives » (Huglin et Schneider, 1998). Nous avons choisi une température optimale de photosynthèse de 25°C, bien qu'elle ne soit pas constante au cours de la période végétative : aux mois de mai, juin, juillet, elle varierait entre 25 et 32°C et à partir de novembre entre 20 et 25°C. Nous considérons la vigne comme non sensible au photopériodisme, même si elle semble plutôt être une plante de jour long.

La forme du végétal utilisée dans STICS (rectangle ou triangle) ne correspond pas à la forme réelle de l'arbuste, mais à la forme du profil de densité foliaire. Pour la vigne, il s'agit d'un profil triangulaire (Brisson *et al.*, 1998). Concrètement, un pied de vigne palissadé peut extérieurement avoir une forme rectangulaire mais comme il y a moins de feuilles au sommet par rapport à la base, la forme de la densité foliaire est d'avantage celle d'un triangle (figure IV-25). Le paramètre densité foliaire dans la forme, (en $m^2.m^{-3}$), a été évalué à 8.6. On en déduit le rapport épaisseur /largeur, égal à 3.25.

On considère que dans notre cas, il n'y a pas de compétition entre les plantes (confirmé par Schneider). Donc le paramètre de compensation entre le nombre de tiges et la densité de plantes, (sans dimension) est nul et la densité minimale à partir de laquelle il y a compétition entre plantes pour la croissance foliaire, (en plante/m²) est fixée volontairement à un niveau largement supérieur à la densité réelle de nos parcelles, nous avons choisi 10.

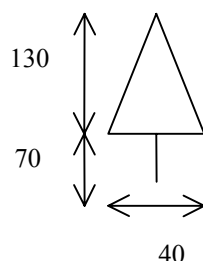


Figure IV-25 : Forme et dimension d'un pied de vigne simulé (unité : cm).

Les données des profils racinaires étant disponibles, l'option « nouvelle densité racinaire » a été activée. Par contre, le profil ne peut être figé, même en l'absence d'information sur la vitesse de croissance racinaire et la durée de vie des racines (actives), STICS considère les racines comme inactives. Pour imposer un turn-over racinaire, les paramètres de croissance et de sénescence ont été pris par défaut sur le gliricidia.

Stades STICS	Stades de la vigne correspondant	Date du stade en 1999	Jour Julien	Somme de degrés jour séparant deux stades successifs
<i>LEV</i> : levée	Débourrement	22/04	112	281
<i>AMF</i> : accélération maximale de croissance foliaire	Floraison	10/06	161	62.9
<i>LAX</i> : indice foliaire maximal	Environ 1 mois après la floraison	19/06	170	7.1
<i>DRP</i> : début de remplissage des grains	Nouaison	20/06	171	1026
<i>SEN</i> : début de sénescence nette	Sénescence	4/10	277	0
<i>FIR</i> : fin d'augmentation de l'indice de récolte		5/10	278	0
<i>MAT</i> : maturité physiologique	Maturité physiologique	5/10	278	0
<i>REC</i> : récolte	Récolte	5/10	278	0

Tableau IV-7 : Correspondance entre les stades de développement pris en compte dans le logiciel STICS et ceux de la vigne.

Une correspondance entre les stades de développement classiques considérés en grande culture annuelle et ceux de la vigne a été trouvée sur la base de l'année climatique 1999, prise comme année de référence. Dans le fichier plante est demandée la somme de degrés jour nécessaire pour passer d'un stade au suivant. Les dates de ces stades sont mentionnées dans le fichier technique. (tableau IV-7).

Pour estimer l'indice de récolte maximal (MS récoltée/MS produite dans l'année), nous nous sommes basés sur les données de Huglin et Schneider, (1998), indiquant pour différents essais le poids de sarments produits et le poids récolté. Nous avons converti les valeurs en poids de matière sèche (MS) en considérant que les sarments représentent 82% MS et les raisins 25% MS. Nous obtenons un indice maximal de 70%, en ne considérant que la biomasse produite dans l'année et pas la biomasse totale. Dans STICS, le bois n'est pas simulé, tout ce qui est ligneux est donc ignoré.

IV.3.3.1.2 *L'itinéraire technique.*

L'itinéraire technique pratiqué sur les parcelles expérimentales en 1999 est classiquement simple : aucune irrigation, aucune fertilisation, l'effeuillage a été considéré comme nul. Il faut considérer que le système racinaire est en place au début de la simulation. Les résidus de culture sont mentionnés dans ce fichier. Nous avons, à l'aide de la bibliographie et d'avis d'expert, évalué la quantité de résidus à incorporer. En considérant qu'en moyenne une souche produit 1 kg de sarments par an (com. perso. Mayer, 2000), à 82% de matière sèche, pour une densité de 0.43 pieds/m², il est obtenu 3.5 tonnes de matières sèches par hectare et par an, avec un rapport C/N de 69 (Levy *et al.*, 1964).

IV.3.3.1.3 *Indices foliaires (LAI) observés et simulés.*

Le forçage des indices foliaires par des mesures de LAI effectuées par Grégoire-Himmler en 1998, puis transposées pour l'année 1999 (figure IV-26), est préféré et permet ainsi d'obtenir un développement aérien de la vigne qui correspond à ceux observés.

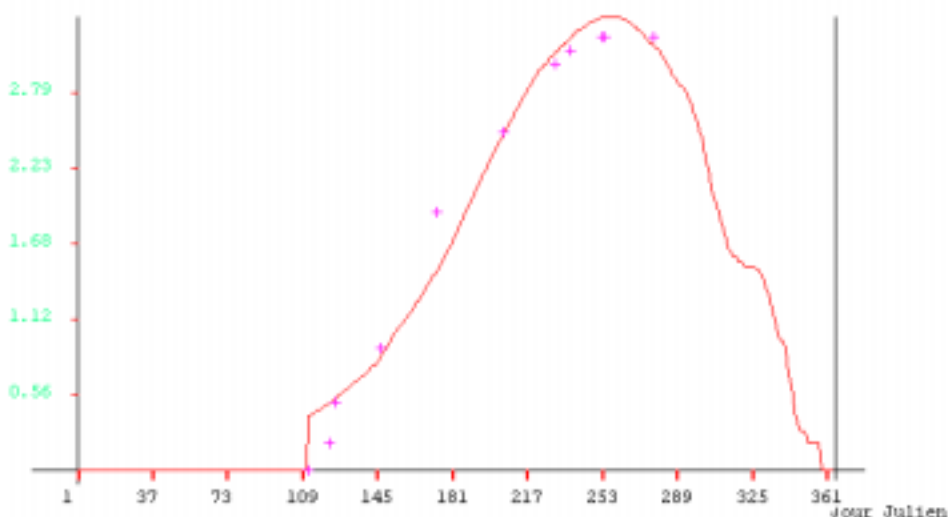


Figure IV-26 : Courbes des indices foliaires observés et interpolés (LAI en m²/m²) en fonction du temps (jour Julien) en 1998 et équivalents en 1999, pour le site de Rouffach (68, France).

IV.3.3.1.4 *Les fichiers spécifiques au site expérimental*

Fichier climatique :

Le fichier comporte les informations météorologiques classiques, au pas de temps journalier : températures minimale et maximale (°C), rayonnement (MJ m⁻² j⁻¹), ETP Penman (mm j⁻¹).

Fichier de sol :

Les caractéristiques permanentes du sol, mesurées sur le site de Rouffach, sont stockées dans le fichier param.sol. Les données propres à la simulation, comme les initialisations sont répertoriées dans travail.usm, définissant ainsi une unité de simulation. Pour correspondre aux mesures de terrain, le découpage du sol s'est effectué par couche de 30 cm. (récapitulatif des paramètres de sol en annexe 6)

IV.3.3.2. Les résultats du paramétrage

Pour évaluer les résultats, s'agissant d'un premier jeu de paramètres, il est nécessaire de se fixer des repères et donc des valeurs « objectif », qui rappelons le sont orientées production végétale :

Croissance et composante du rendement	Objectif Source (Huglin et Schneider, 1998)	Résultats simulation : 1998 fertilisation 22 unitésN/ha	Résultats simulation : 1999	Résultats simulation : 2000	Moyenne (Ecart-Type)
Biomasse aérienne MSt/ha	5.4	4.3 à 6	5.6 à 6.5	4.2 à 5.43	5.3 (0.9)
Rendement grains t/ha	8 optimal 10 max pour qualité (com. perso Roth)	6.3 à 8.4	7.4 à 7.8	6.3 à 6.7	7.1 (0.8)
Azote absorbée kg/ha	50 à 60	49 à 69	59 à 73	54 à 77	63.5 (11.2)
Azote exportée kg/ha	15 à 20	17 à 24	21 à 26	19 à 27	22.3 (4)
Résidus t/ha	4.3 d'après calcul et com. perso E. Mayer	3 à 4.4	4.1 à 5.1	2.9 à 4.4	4 (0.9)

Tableau IV-8 : Objectifs et résultats de production de la vigne par simulation par STICS, appliquée sur le site de Rouffach.

Les résultats du tableau IV-8 présentent des valeurs en accord avec les données recueillies en bibliographie autant du point de vue production que consommation. La production de biomasse aérienne moyenne sur les trois années de simulation est estimée par le modèle à 5.3 tMS/ha, alors que l'objectif est de 5.4. Le rendement en grain serait optimal à 8 t/ha, le logiciel calcule une valeur légèrement plus faible de 7.1 t/ha. Le calcul des résidus de culture avoisine les 4 t/ha contre 4.3 t/ha selon la bibliographie. L'azote exportée est aussi conforme à la bibliographie (22 kg/ha en moyenne contre 15 à 20 kg/ha). La quantité d'azote absorbée dépend de l'offre du sol, par conséquent elle est fonction des conditions initiales de stocks.

Alors que la demande potentielle maximale d'azote, non représentée ici, est excessive nous ne gardons que l'allure générale de la demande. En effet la courbe d'absorption journalière semble correspondre à ce que les experts attendent. La demande réelle, c'est à dire l'absorption cumulée annuelle d'azote, est correcte. Nous déterminons alors une absorption journalière réelle fictive à partir de l'allure relative de la demande potentielle maximale rapportée à la quantité réelle annuelle absorbée.

Ainsi l'évolution de l'absorption d'azote par la vigne (figure IV-27) montre bien conformément à la bibliographie, deux pics de besoin fort, le premier à la floraison (mi-juin) et le deuxième à la nouaison (mi-juillet).

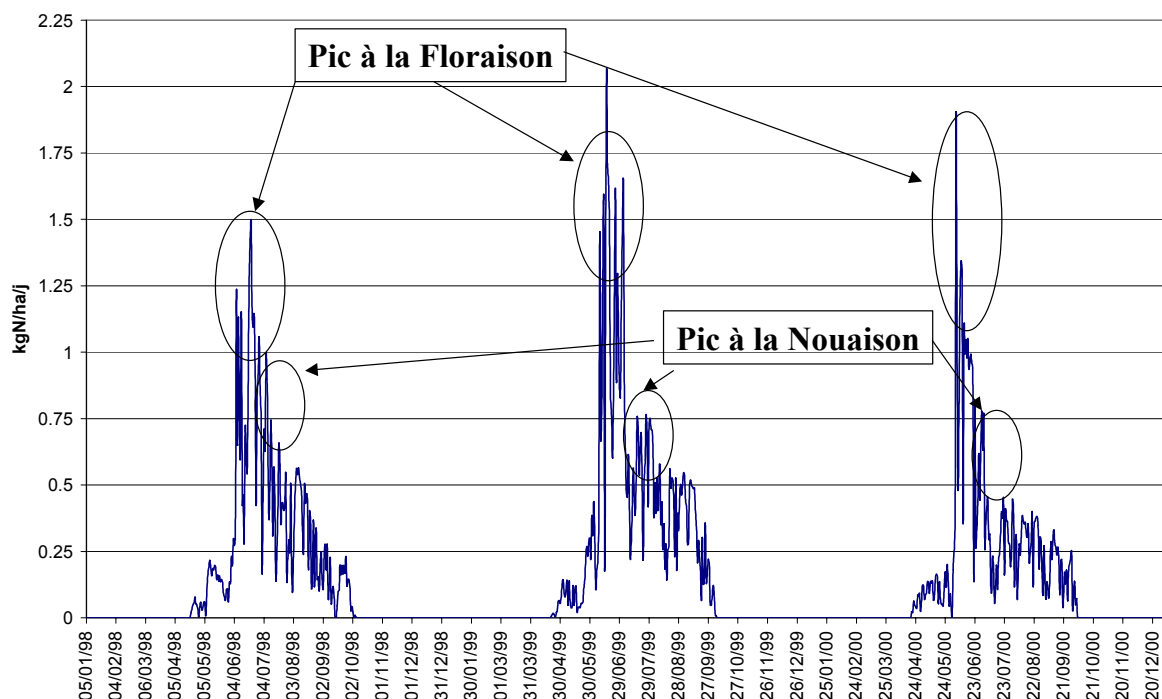


Figure IV-27 : Absorption d'azote par la vigne, en kgN/ha/j, simulée par STICS pour la période de 01/01/98 au 30/09/2000 et pour le site de Rouffach (68, France).

IV.3.4. L'absorption azotée du couvert herbacé

IV.3.4.1. La démarche

La démarche est différente. Les plantes fourragères comme le ray-grass sont déjà paramétrées dans la version 4.0 de Stics. Cependant, les simulations sont orientées production végétale pour l'alimentation du bétail et non pour un couvert type piège à nitrate. Les différences se situent au niveau des itinéraires techniques, (stratégie de coupe). Nous pouvons vérifier par les simulations que la culture fourragère peut immobiliser une forte quantité annuelle d'azote (jusqu'à 400 kg/ha).

Pour relier la biomasse produite à la consommation d'azote, nous déterminons tout d'abord un facteur moyen de proportionnalité entre la hauteur du couvert (qui suit l'évolution du développement foliaire) et la production de biomasse aérienne. Cette biomasse est alors convertie en matière sèche puis en azote absorbée (Chapitre II, figure II-12).

La quantité journalière d'azote absorbée par le couvert herbacé (Eq. II.18) est déterminée, selon l'équation :

$$N_{\text{abs}} = 10 \cdot a \cdot (\text{MS})^{1-b} = 10 \cdot a \cdot (\text{Hauteur journalière} \cdot 15 \cdot \text{TC}\%)^{1-b} \quad \text{Eq. IV-4}$$

avec :

- des ordres de grandeurs des simulations obtenues par STICS, [15, facteur moyen de conversion hauteur LAI avec biomasse aérienne issue des simulations STICS]
- des remarques faites par Gringue, (1995), (taux de couverture (TC%) et hauteur journalière du couvert reliés à la production de biomasse aérienne (MS))
- des mesures hebdomadaires de terrain extrapolées au pas de temps journalier par la méthode des moyennes mobiles,

- de la relation allométrique associée à la prairie (Lemaire et Salette, 1984), reliant la production de biomasse aérienne à la consommation d'azote.

IV.3.4.2. Résultats et commentaires

Le seul critère de validation est constitué par la similitude entre la simulation et l'observation. Selon l'année et les itinéraires techniques, la dynamique d'absorption d'azote est différente (figure IV-28). La fauche de l'année 1999, a eu lieu tardivement. Dans les deux cas, la phase de croissance se situe entre avril et mai, (avec la présence d'une adventice typique des sols viticoles : la « dame de onze heures »). Le dessèchement a lieu durant l'été, avec une restitution au milieu naturel de l'azote. Puis pendant l'automne, le retour progressif à un développement de biomasse assure au couvert herbacé une immobilisation correcte de l'azote.

En conclusion, les périodes consommatrices en azote (fixation biologique de l'azote) se situent :

- pendant la phase de croissance printanière (avril-mai), au même moment que celle de la vigne,
- après les coupes (stimulation de la croissance),
- puis en automne au moment des vendanges, assurant une accessibilité aux parcelles, et immobilisant l'azote résiduel, type de couverture d'hiver.

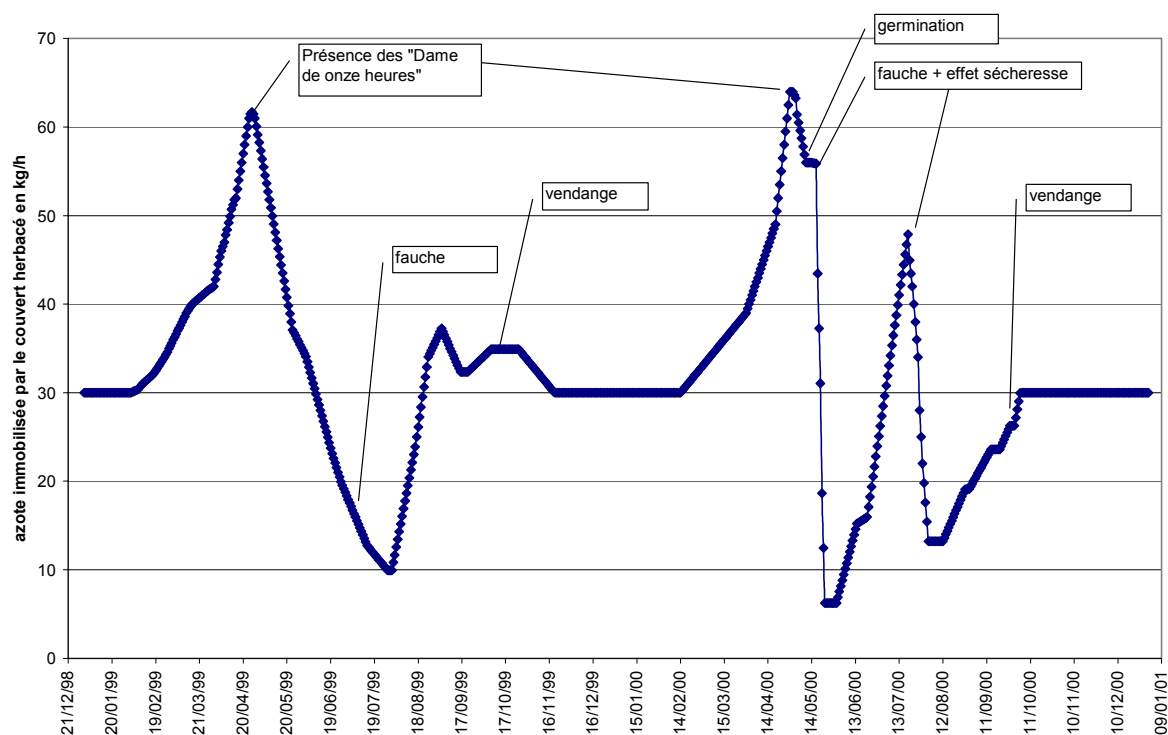


Figure IV-28 : Azote immobilisée (Nkg/ha) par la biomasse aérienne du couvert herbacé (déduit des observations et de la simulation), du 01/01/99 au 31/12/00, site de Rouffach (68)

IV.4. Calcul des bilans hydriques et azotés à partir des mesures et des variables estimées

Les calculs que nous effectuons avec les mesures hebdomadaires ne sont qu'une estimation des volumes drainés. En effet, Normand, (1996) a constaté que le traitement des données sans précaution sur des mesures hebdomadaires conduisait à de très fortes erreurs sur l'estimation du drainage, alors que le drainage calculé sur une base journalière était relativement proche de l'observé spécialement avec la méthode des flux de Darcy. Ceci souligne la nécessité et l'utilité de la modélisation palliant l'absence de données journalières. Cependant, même si les résultats des calculs ne sont jamais que des approximations et en aucun cas des valeurs rigoureuses, les ordres de grandeurs ainsi obtenus sont des informations précieuses pour une vue globale des différentes composantes du cycle de l'eau appliqué aux systèmes vigne/sol nu et vigne/herbe-sol nu. Les termes enherbé 1/2 et enherbé 1/1 représentent les différents itinéraires techniques enherbé un rang sur deux (mesuré sur le site) et enherbé tous les rangs, qui est obtenu par extrapolation des résultats de la parcelle enherbée un rang sur deux.

IV.4.1. Bilans hydriques

La méthode du défaut de bilan permet d'obtenir après calculs ou mesures de tous les autres paramètres, une variable manquante (ou un groupe de variables manquantes). Dans notre cas, notre intérêt se porte sur le volume d'eau drainée et tout ce qui n'est pas quantifiable (e.g. les pleurs), c'est-à-dire l'excédent d'eau associé au bilan hydrique. Nous nous plaçons dans l'optique de définir si l'itinéraire technique de l'enherbement est faisable ou pas, en considérant que la vigne ne subit pas de stress hydrique et par conséquent que la transpiration potentielle de la vigne correspond à la transpiration réelle. Le drainage obtenu par défaut de bilan est la résultante de tous les termes dont une estimation par mesure ou par modélisation a été effectuée précédemment :

$$RBH = P - TP_{\text{vigne}} - (1 - IT) * EvaR_{\text{sol}} - IT(*ETR_{\text{herbe}} + Rui) - \Delta S \quad \text{Eq. IV-5}$$

Nous définissons le résultat du bilan hydrique (RBH) :

- s'il est positif, il correspond à un excédent d'eau (lame drainante)
- s'il est négatif, il correspond alors à un déficit en eau, (qui peut être comblé par remontées capillaires ou irrigation), mais ceci témoigne d'une impossibilité d'effectuer l'itinéraire technique.

Le coefficient IT (0 ; 0.33 ; 0.66) représente un paramètre lié à l'itinéraire technique employé sur la surface de sol correspondante. La valeur 0 est prise quand la couverture du sol par le couvert herbacé est nul, 0.33 pour un enherbement un rang sur deux, (le tier de la surface est réellement enherbé) et 0.66 pour un enherbement tous les rangs (les deux tiers de la surface sont alors réellement enherbés), en tenant compte du désherbage sous le cavaillon.

Les bilans peuvent être calculés quelle que soit l'échelle de temps, l'important réside dans le choix de l'état initial. Nous établissons le bilan hydrique sur une année complète avec un état initial fixé à la fin de la période végétative (octobre 1998) correspondant à l'état hydrique minimal du sol et à la première période charnière du suivi. Nous avons aussi effectué les mêmes calculs pour un état initial au début de la période végétative (avril 1999) correspondant à la recharge hydrique du sol

maximale, avec les mêmes conclusions. En analysant les données du tableau IV-9, sur les deux années complètes de suivi (octobre 1998 à octobre 2000), nous constatons que les différents termes du bilan hydrique sont relativement constants. Le terme de transpiration de la vigne varie peu, après la discussion du paragraphe précédent. Par contre, les termes de pluviométrie, ruissellement, évaporation du sol nu, qui sont liés entre eux et qui semblent constants en terme bilan sur l'année, sont aléatoires dans leur occurrence.

Unité mm	Parcelle Désherbée		Parcelle Enherbée 1/2		Parcelle Enherbée 1/1	
	01/10/98 au 30/09/99	01/10/99 au 30/09/00	01/10/98 au 30/09/99	01/10/99 au 30/09/00	01/10/98 au 30/09/99	01/10/99 au 30/09/00
Pluviométrie	713	703	713	703	713	703
TP vigne	345	355	345	355	345	355
EvaRsol	163	142	109	95	54	47
ETR herbe			131	138	262	276
Ruissellement	14	19	7	9	0	0
Variation de stock	8	7	10	-40	10*	-40*
RBH	182	180	111	146	42	65

Tableau IV-9 : Termes et résultats des bilans hydriques calculés sur les périodes de suivi (octobre 1998 à septembre 2000) en parcelles désherbée, enherbée 1/2 et enherbée 1/1, site de Rouffach (68, France) (* : la variation de stock en parcelle enherbée 1/1 non mesurée est identique à celle de la parcelle enherbée 1/2).

Le terme de variation de stock, qui ne représente qu'une faible part du bilan hydrique, peut être considéré comme nul conformément à l'hypothèse de départ sur les états initiaux en parcelle désherbée pour la période de octobre 1998 à octobre 2000, et en parcelle enherbée pour la période octobre 1998 à octobre 1999, mais ne peut être négligé pour la parcelle enherbée pour la période octobre 1999 à octobre 2000 (-40 mm en 1999/2000). Il témoigne du phénomène déjà cité auparavant : les pleurs en période pré-débourrement.

Il en résulte un reste de bilan hydrique (RBH) de 180 mm en parcelle désherbée, 110 mm et 146 mm en parcelle enherbée un rang sur deux, 41 mm et 64 mm pour la parcelle enherbée 1/1, pour les périodes oct 1998 à sept 1999 et oct 1999 à sept.

Sur la figure IV-29, les différentes contributions des termes du bilan hydrique sont représentées. Il apparaît que la transpiration avec plus de 45% de la pluviométrie est le terme majoritaire, suivi, selon l'itinéraire technique :

- pour la parcelle désherbée : par l'évaporation du sol et le reste du bilan hydrique (RBH), pour l'année climatique pluvieuse,
- pour la parcelle enherbée par l'évapotranspiration du sol et de l'herbe (29.7% et 41.2% respectivement pour l'enherbement un rang sur deux et tous les rangs).

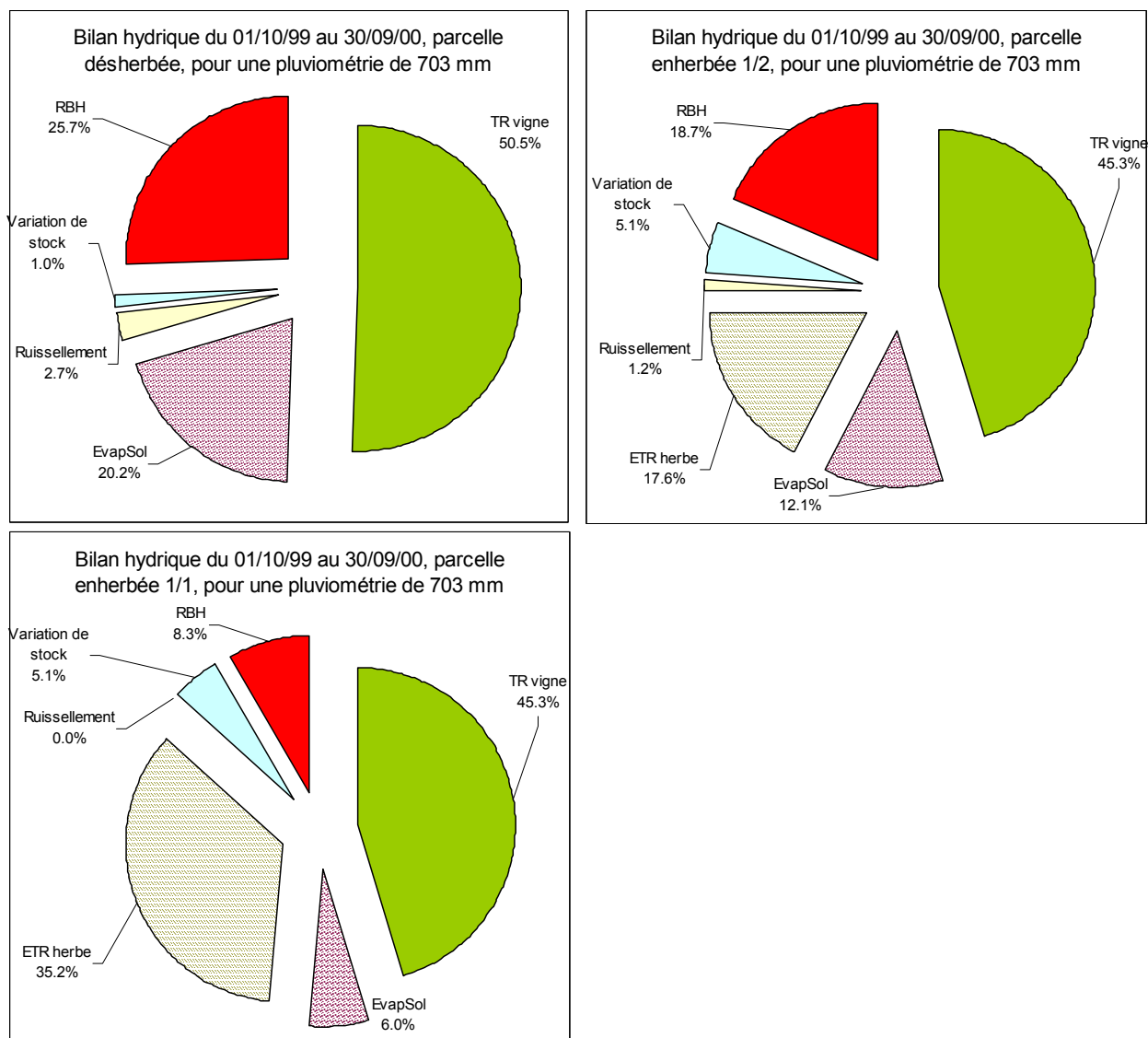


Figure IV-29 : Part des différents termes du bilan hydrique pour les trois itinéraires techniques étudiés, sur le site de Rouffach pour la période 01/10/99 au 30/09/00. La variation de stock peut être négative.

La deuxième méthode consiste à estimer le flux darcien en dessous de la couche considérée par hypothèse « hors de la zone racinaire active ». Le principe du calcul des flux de Darcy associe le gradient hydraulique pour déterminer le sens des écoulements, à la variation de stock qui quantifie les volumes drainés naturellement en faisant l'hypothèse simplificatrice que la variation de stock, quand l'écoulement est dirigé vers le bas, est seulement la résultante du drainage profond, par :

$$\bar{q} = -K \cdot \bar{\nabla}H \text{ soit } q = -K \cdot \frac{\Delta h}{\Delta z} \text{ pour le sens de l'écoulement}$$

$$\text{et } Dr = \frac{q}{|\bar{q}|} \cdot \Delta S_{t1}^{t2} \text{ pour une estimation quantitative du drainage naturel à}$$

l'échelle de temps hebdomadaire ; avec \bar{q} le flux de Darcy, ΔS_{t1}^{t2} la variation de stock d'eau entre deux dates.

Pour nos mesures, nous avons pris la couche 90-120 cm comme couche limite. Les résultats de ce calcul qui ne sont qu'une estimation grossière, sont présentés dans le tableau IV-10.

La grande dispersion des mesures d'humidité implique une grande variabilité des lames drainantes calculées, d'où un écart type très important. Il est alors difficile de donner des conclusions. Cependant, une tendance générale se détache de l'étude du tableau IV-10 : l'enherbement diminue d'au moins 30% la lame d'eau drainée.

Comparaison du drainage mesuré en mm	Moyenne des stations de la parcelle Désherbée (écart type)	Moyenne des stations de la parcelle Enherbée 1/2 (écart type)	Rapport $\frac{\text{Enherbée}}{\text{Désherbée}}$
Année civile 1999	116.4 (48)	70.4 (26)	61%
Période Hiver 1998/99	54.3 (33)	39.1 (14)	72%
Période Eté 1999	57.8 (35)	31.2 (12)	54%
Période oct 1998 à sept 1999	112.1 (48)	70.3 (18)	63%
Période Hiver 1999/00	98.9 (42)	91.5 (33)	93%
Période Eté 2000	26.7 (20)	15.9 (12)	59%
Période oct 1999 à sept 2000	125.6 (46)	107.4 (35)	85%

Tableau IV-10 : Lames drainantes calculées à partir des variations de teneur en eau et des gradients hydrauliques en parcelles désherbée et enherbée 1/2, site de Rouffach (68, France).

Le drainage naturel est plus élevé en parcelle désherbée qu'en parcelle enherbée un rang sur deux. Exceptée pour la période hivernale 99/00, qui présente un drainage naturel comparable pour les deux itinéraires techniques en raison d'une pluviométrie abondante, le drainage naturel en parcelle enherbée un rang sur deux est réduit de 30 à 40%, soit entre 20 et 40 mm. Cette différence montre bien que la diminution du ruissellement par la présence de l'enherbement ne compense pas la diminution du drainage mais contribue tout de même à limiter la concurrence hydrique due à l'évapotranspiration du couvert herbeux.

IV.4.1.1. Estimation des pleurs de la vigne

Nous avons déterminé d'une part le RBH, puis d'autre part, avec les mesures de gradient et les variations de stocks, la quantité drainée. En associant les deux résultats, nous pouvons évaluer la quantité d'eau perdue pendant les pleurs en supposant qu'il s'agit de la seule perte supplémentaire au drainage naturel. Les résultats sont donnés dans le tableau IV-11.

Parcelle	Désherbée				Enherbée 1/2			
	01/10/98 au 30/09/99		01/10/99 au 30/09/00		01/10/98 au 30/09/99		01/10/99 au 30/09/00	
RBH	182		180.4		110.9		146	
Drainage naturel	112.1		125.6		70.3		107.4	
Pleurs	69.9		54.8		40.6		38.6	

Tableau IV-11 : Estimation et quantification du phénomène des pleurs en parcelles désherbée et enherbée 1/2 pour les périodes du 01/10/98 au 30/09/00, sur le site de Rouffach (68, France).

Nous relevons une certaine constance d'une année sur l'autre dans la quantification des pleurs, de l'ordre de 50 mm par an, concentrée sur une période précise (fin février, mars). La différence des valeurs entre les parcelles désherbée (69 et 54 mm)

et enherbée un rang sur deux (40 et 38 mm) s'explique par une différence de densité de pieds entre les deux parcelles (5500 et 4500 pieds/ha respectivement pour la parcelle désherbée et la parcelle enherbée un rang sur deux).

IV.4.1.2. Impact de l'enherbement sur les volumes drainés

La réduction des volumes drainés par rapport à la parcelle témoin désherbée est proportionnelle à la superficie engazonnée. Elle est plus importante pour un enherbement permanent tous les rangs que pour un enherbement permanent alterné un rang sur deux. La diminution des volumes drainés correspond finalement à l'évapotranspiration du couvert, en terme de quantité. La diminution du ruissellement, conséquence de l'enherbement, ne compense pas les volumes évapotranspirés par le couvert. Nous concluons bien à ce que la présence de l'enherbement induise une redistribution des termes du bilan hydrique. Une plus grande part prise par les pertes en eau par évapotranspiration du couvert herbacé se traduit par une diminution du drainage naturel.

Soulignons une nouvelle fois le caractère exceptionnel de l'année 1999, puisque la période de drainage s'étend à la période estivale.

IV.4.2. Bilans azotés

Le lessivage d'azote nitrique (tableau IV-12) est évalué en utilisant la méthode des flux de Darcy (Dr), calculé précédemment et de la concentration en azote nitrique ($N-NO_3$) de la couche limite (en dehors de la zone racinaire 90-120 cm de profondeur) :

$$Lixiv = Dr \cdot \overline{[N - NO_3]_{Zr}} \quad \text{Eq. IV-6}$$

L'ordre de grandeur des quantités exportées par lessivage s'élève à une vingtaine de kilogrammes d'azote par hectare en parcelle désherbée, et à quelques kilogrammes en parcelle enherbée un rang sur deux. La différence est marquée malgré de grands écart-types. Le grand écart type sur la valeur calculée s'explique aisément par les grandes variabilités de la lame drainante et des concentrations en nitrate du sol à cette profondeur.

Cependant comme pour le drainage naturel, une tendance générale s'affiche quant à l'efficacité de l'enherbement pour limiter la fuite azotée dans le sol en hiver, exceptée pour la période hivernale 1999/2000. En effet il apparaît que l'enherbement diminue d'un facteur 10 les quantités d'azote nitrique lixiviées. Ceci s'explique certes par une diminution du volume d'eau drainée mais aussi par la forte diminution de la concentration en azote nitrique sous l'association vigne/couvert herbacé.

Nous avons déterminé un bilan d'azote nitrique à partir des éléments répertoriés dans les paragraphes précédents (tableau IV-13).

La minéralisation et la dénitrification ont été quantifiées à partir de la fonction de cinétique (humidité, température), des constantes optimales de réaction $K_1 = 7.4 \cdot 10^{-5} \text{ j}^{-1}$ et $K_2 = 0.115 \text{ j}^{-1}$, et de la profondeur maximale (30 cm) de transformation biochimique admise par les experts (comm. perso. Mary) en tenant compte des profils de teneur en matière organique du sol. Nous soulignons ici qu'il s'agit d'une première estimation qui sera reprise au Chapitre V consacré à la modélisation.

La réincorporation des résidus de culture (type sarments, feuilles pour la vigne et fauches pour le couvert herbacé) est comprise dans la minéralisation, puisque le retour au sol se fait sous forme d'azote organique et non nitrique. Ne calculant pas le bilan d'azote organique, nous ne tenons compte que du bilan d'azote nitrique dans nos commentaires.

Comparaison de la lixiviation estimée kgN/ha	Moyenne des stations de la parcelle Désherbée (écart-type)	Moyenne des stations de la parcelle Enherbée 1/2 (écart-type)	Rapport $\frac{\text{Enherbée} \times 1}{2 \text{ Désherbée}}$
Année civile 1999	31.8 (27)	3.2 (2)	10%
Période Hiver 1998/99	21.4 (14)	3.6 (2)	17%
Période Eté 1999	16.2 (19)	0.8 (1)	5%
Période oct 1998 à sept 1999	37.6 (23)	4.4 (2)	12%
Période Hiver 1999/00	11.3 (6)	8.3 (7)	74%
Période Eté 2000	23.5 (18)	1.9 (2)	8%
Période oct 1999 à sept 2000	34.8 (19)	10.2 (7)	30%

Tableau IV-12 : Lixiviation d'azote nitrique, moyenne (écart type) sous les parcelles désherbée et enherbée 1/2 du site de Rouffach (68, France)

La quantité d'azote nitrique minéralisée varie peu d'une parcelle à l'autre (90 et 87 kgN/ha en 1999, et 55 et 59 kgN/ha pour la période 01/10/1999 au 30/09/2000, respectivement pour les parcelles désherbée et enherbée un rang sur deux). En effet, elle est principalement basée sur la quantité d'azote organique, considérée comme constante à l'échelle de temps utilisée. Cependant elle varie en fonction des conditions favorisant la réaction (constante de réaction dépendant de la température et de l'humidité du sol). La dénitrification dépend de la concentration en nitrate, elle est donc logiquement inférieure en parcelle enherbée. Elle est proportionnelle à la concentration moyenne en nitrate, c'est-à-dire d'un rapport 10. Rappelons que les quantités d'azote s'élèvent à 36 kgN/ha en parcelle désherbée contre 4 kgN/ha en parcelle enherbée un rang sur deux pour l'année 1999, et 13 kgN/ha contre 1.2 kgN/ha du 01/10/99 au 30/09/00.

Globalement le bilan est négatif, les nitrates sembleraient faire défaut mais rappelons qu'il s'agit d'un bilan d'azote nitrique et non d'azote total, donc ne prenant pas en compte le pool d'azote organique présent (supérieur à 3000 kgN/ha). Le bilan est plus négatif en parcelle enherbée (-27 et -133 kgN/ha, contre +87 et -51 kgN/ha en parcelle désherbée), l'azote y est principalement présent sous forme d'azote organique.

Ceci peut s'expliquer par les variations de stock de nitrate (augmentation forte en été 2000, qui est comptabilisée comme une consommation), par le mode de calcul hebdomadaire des bilans et aussi par la nature de l'absorption par les espèces présentes (vigne et herbe). Nous avons faits les hypothèses que l'absorption azotée se fait exclusivement sous la forme de nitrate. Ce n'est en fait pas la seule forme, il faudrait tenir compte des formes minérales ammoniacales et organiques.

Désherbé					Enherbé						
Apports Unité kgN/ha	ou Année civile 99	Du 01/10/99 au 30/09/00	Pertes Unité kgN/ha	ou Année civile 99	Du 01/10/99 au 30/09/00	Apport Unité kgN/ha	ou Année civile 99	Du 01/10/99 au 30/09/00	Pertes Unité kgN/ha	ou Année civile 99	Du 01/10/99 au 30/09/00
Pluie	8.2	7.1	Absorption	66 (10)	64 (18)	Pluie	8.2	7.1	Absorption	66 (10)	64 (18)
Minéralisation	90 (9)	55 (6)	Ruissellement	0.5	0.8	Minéralisation	87 (12)	59 (7)	Ruissellement	0.1	0.2
Variation de stock	124 (50)	-1 (5)	Lixiviation	32 (27)	34 (16)	Variation de stock	10 (8)	-35 (20)	Lixiviation	3 (2)	10 (6)
			Dénitrification	36 (44)	13 (18)				Dénitrification	4 (4)	1.2 (2)
									Absorption herbe	61	90
Somme	222 (51)	61 (8)	Somme	135 (53)	112 (30)	Somme	105 (15)	32 (21)	Somme	134 (10)	165 (19)
Bilan 1999 (kgN/ha)					+87	-29					
Bilan 1999/2000 (kgN/ha)					-51	-133					

Tableau IV-13 : Bilan d'azote nitrique pour l'année civile 1999 et l'année hydrologique 99/00.

IV.5. Conclusions

Le site de Rouffach tel qu'il a été instrumenté et suivi depuis mai 1998 répond aux objectifs fixés. Nous les résumons à comparer de façon démonstrative deux itinéraires techniques différents, un classique (désherbé) et un intégrant une technique dite environnemental (enherbé un rang sur deux). Dans la configuration actuelle, le site permet de suivre :

- le ruissellement au pas de temps aléatoire des événements pluvieux avec une approche événementielle globale (le résultat est un volume d'eau ruisselé, un flux d'azote entre deux visites)
- l'infiltration en terme de qualité et de quantité au pas de temps hebdomadaire.

Certes l'échelle temporelle de suivi et l'instrumentation ne sont pas idéales mais elles correspondaient au meilleur compromis entre les objectifs et les moyens. En complément des mesures, la partie modélisation de ce chapitre a permis de déterminer de façon assez satisfaisante, avec le seul critère de confrontation des résultats globaux à la bibliographie, les besoins azotés et hydriques du système vigne/sol nu et vigne/herbe+sol nu.

Des améliorations sont à apporter spécialement au niveau de l'acquisition de données pour les conditions aux limites, sur la validation des modélisations des prélèvements azotés et hydriques des végétaux, notamment au niveau du couvert herbacé où un suivi de biomasse régulier validerait la modélisation des prélèvements azotés de l'herbe. Un suivi continu des débits ruisselés apporterait une information sur la génération du ruissellement. Une sonde de température à la surface du sol permettrait d'affiner le calcul de l'évaporation du sol nu. Un suivi sur un pied de vigne type permettrait d'évaluer et de quantifier de manière rigoureuse les phénomènes de pleurs (e.g. case lysimétrique). Une sonde TDR plus performante, notamment par un

système pérenne de mise en place, donnerait un suivi plus précis de l'humidité, quoique toujours relative.

Cependant, ce suivi de site met en évidence différents impacts liés à la mise en pratique de la technique de l'enherbement, qui nous amènera, par l'expérience acquise, à énoncer des recommandations. Les approches dynamiques et par bilan ont montré tous leurs intérêts pour aborder une telle problématique.

IV.5.1. Effets de l'enherbement vis à vis des transferts hydriques

Sur le site, du fait d'une pluviométrie particulièrement contrastée pendant les périodes de suivi, nous pouvons mettre en évidence l'impact de l'enherbement sous différents régimes hydriques. Aucun stress hydrique n'a été constaté sur les années de suivi. Néanmoins il apparaît que le comportement du sol enherbé est modifié par la présence du couvert par rapport à un sol désherbé.

L'herbe joue un rôle direct dans les trente premiers centimètres du sol. En dessous de cette couche, lieu privilégié de concurrence racinaire. La structure racinaire du système sol/plante est une conséquence de l'adaptation du système racinaire de la vigne. Ceci a pour effet de générer en parcelle enherbée, une différenciation du système entre rang et inter-rang. Dans la parcelle désherbée, la différenciation est plutôt la conséquence de la mécanisation : un rang sur deux subissant systématiquement le passage d'engin motorisé présentera une compaction supérieure, entraînant une moins bonne prospection racinaire dans l'horizon superficiel.

Le comportement de l'eau est différent en parcelle désherbée. Le sol nu propice aux aléas climatiques offre une macroporosité et des chemins préférentiels (e.g. fissuration) accélérant l'infiltration. Le ruissellement supérieur en parcelle désherbée provoque un léger déficit d'infiltration lors d'épisodes orageux, effet sensible lors d'une période sèche.

L'herbe modifie le régime hydrologique de l'eau : en période humide, elle stocke l'eau, la réserve utile étant supérieure du fait de l'augmentation de la bioporosité du sol liée à la présence d'herbe. Pour une courte période sèche (mai 2000), la zone enherbée joue le rôle d'une zone tampon humide, elle rend disponible l'eau stockée dans cet horizon pour alimenter l'herbe et la vigne. Ainsi sur de courtes périodes de déficit climatique, l'enherbement ralentit les effets de dessèchement. En revanche, quand la période sèche devient longue, l'herbe accentue le phénomène de sécheresse. Associant les prélèvements de la vigne et du couvert herbacé, la réserve utile s'épuise plus rapidement. Cependant l'herbe étant plus sensible que la vigne au dessèchement en été, l'herbe prend l'aspect d'un paillason jaune (type mulch) qui protège le sol de l'évaporation et du ruissellement, ainsi seule la vigne prélève l'eau du sol.

La limitation de la perte en eau par ruissellement est cependant restreinte et ne concerne que quelques dizaines de millimètres, insuffisants pour combler le déficit généré par le prélèvement hydrique de l'herbe. Le déficit engendré par l'évapotranspiration de l'herbe se répercute aussi sur les volumes d'eau drainée. L'enherbement un rang sur deux, dans notre contexte incluant une année humide, induit une réduction du drainage naturel de 30 à 40%. L'ordre de grandeur des volumes mesurés et estimés s'élève à 100 mm en parcelle désherbée et à 70 mm en parcelle enherbée, pour une année exceptionnellement pluvieuse.

Soulignons que nos résultats sont en accord avec les travaux de Gaildraud, (1996) : le drainage naturel est prépondérant sur le ruissellement. Il représente plus de quatre fois le ruissellement, en parcelle désherbée, mais est supérieur encore en parcelle enherbée, du fait de l'efficacité de l'enherbement pour lutter contre le ruissellement.

L'enherbement modifie les mécanismes de redistribution de l'eau infiltrée (disponibilité de l'eau, ruissellement et drainage naturel). Un effet de rang est aussi observé. La présence d'herbe dans l'inter-rang inverse la direction des échanges d'eau entre l'inter-rang et le rang, en parcelle désherbée, et le rang avec l'inter-rang en parcelle enherbée. L'herbe, en augmentant la bioporosité du sol, augmente la capacité de rétention en eau mais elle accentue les phénomènes d'assèchement du sol.

Quantitativement, retenons que l'enherbement permet de diminuer le ruissellement d'un facteur 1 à 10, mais reste dans des proportions relativement faibles de l'ordre de la dizaine de mm en parcelle désherbée et de l'ordre du mm en parcelle enherbée. Le drainage naturel est lui aussi diminué fortement par la présence de l'herbe (malgré une augmentation de l'infiltration), puisque l'évapotranspiration du couvert herbacé implique une diminution de 30 à 40% de la lame d'eau drainée.

IV.5.2. Effets de l'enherbement vis à vis des transferts de nitrate

Sur le ruissellement, l'analyse doit se faire à deux niveaux. Au niveau des concentrations, l'enherbement augmente la concentration en azote total dans les flux ruisselés mais dans des limites raisonnables (toujours inférieures à la limite de potabilité des eaux à destination de la consommation humaine de 50 mg/l). Au niveau des flux exportés, même si les quantités restent marginales, l'enherbement est efficace.

Le lessivage de nitrate doit rester la cible privilégiée de la démonstration. L'action de l'enherbement est alors à appréhender à plus long terme.

Malgré l'imprécision des mesures de concentration liée à la grande variabilité naturelle du sol, que ce soit avec ou sans fertilisation raisonnée, en analysant la concentration moyenne en nitrate de la solution du sol, l'enherbement joue bien le rôle que lui attribue la bibliographie, celui de piège à nitrate. La moyenne des concentrations mesurées en parcelle enherbée se situe bien en dessous des 50 mg/l de nitrates dans la solution du sol, limite de potabilité, alors qu'en parcelle désherbée, elles sont bien au dessus (entre 50 et 500 mg/l). Cet effet « piège » s'observe durant toute une année et à l'échelle intra-parcellaire entre le rang et l'inter-rang.

L'enherbement a pour principal impact le changement dans la dynamique de l'azote. En effet l'azote minéral du sol, disponible en parcelle désherbée est immobilisé sous forme organique par la biomasse du couvert herbacé.

En parcelle désherbée, en 1998, les stocks d'azote nitrique étaient très importants, comblant largement les besoins de la vigne. La fertilisation, même réduite, était alors superflue. Néanmoins, nous pouvons remarquer que les stocks de nitrate du sol ont fortement diminué à partir de mai 1999, montrant ainsi la rapide réactivité du sol, en conditions climatiques favorables, à la lixiviation et en moindre importance à la dénitrification.

En parcelle enherbée, avec des conditions particulièrement favorables à la minéralisation, un équilibre azoté, quoique faible en terme de quantité, semble atteint

entre les quantités prélevées par l'association vigne/herbe et les quantités apportées par la pluie et minéralisées naturellement par le sol.

Les bilans calculés sur la base de la seule forme nitrique de l'azote montrent des carences en nitrate mais aucun stress n'a été constaté sur les vignes suivies. La technique de calcul n'est pas forcément la plus adaptée et l'hypothèse sur la forme principale d'azote absorbé par les végétaux est à compléter.

En terme de réduction de lixiviation de nitrate, l'enherbement offre jusqu'à un rapport de 1 pour 10 face à la technique de désherbage classique pour notre période de suivi (condition exceptionnellement humide). L'efficacité pour protéger les eaux d'infiltration est de ce fait évidente. L'enherbement permet de contenir et maîtriser les stocks d'azote nitrique potentiellement lessivables.

Les périodes à risque pour les problèmes de pollution diffuse alliant la minéralisation (conditions d'humidité et de température) et le drainage naturel de la parcelle (excédent de remplissage de la RU) sont l'automne et le début du printemps. Un couvert herbacé temporaire ou permanent assure alors une bonne protection.

Les consommations des différentes espèces (herbe et vigne) se complètent à l'échelle annuelle, correspondant bien aux exigences recherchées. Cependant, l'azote qui se trouve en grande quantité sous forme minérale en parcelle désherbée, se présente sous forme organique en parcelle enherbée. Le pool d'azote organique potentiellement minéralisable est supérieur en parcelle enherbée. Ceci laisse à supposer que lors du retournement de sol pour une rotation de culture, en fin de cycle de vie de la vigne, qui a lieu tous les trente à quarante ans en général, un pic de minéralisation s'observera en parcelle enherbée. Le problème que pose l'enherbement réside dans la durabilité de cet itinéraire technique. Que se passe-t-il après l'enherbement ?

Les problèmes de concurrence azotée ou de stress ne doivent pas influencer le choix de la technique. Cependant, si les conditions climatiques ne sont pas favorables à la minéralisation, le risque de stress azoté en avril-mai pendant les forts besoins de la vigne (floraison) n'est pas exclu. Un amendement complémentaire permettrait alors d'assurer un niveau convenable pendant cette période. Néanmoins, sous forme de fertilisant, l'apport de 1998 a montré ses limites. Il a été inefficace. L'apport de fertilisant a été absorbé par le couvert herbeux sans bénéfice pour la vigne. Cette solution est donc à proscrire.

Nous pourrions conseiller de changer l'inter-rang enherbé tous les cinq ans en retournant l'herbe et ainsi libérer de l'azote à long terme. Les phénomènes de rémanence biologique d'un stock d'azote sur trois ou quatre ans sont liés à la mobilisation dans la matière organique du sol et au relargage très progressif après retransformation en nitrate (Mariotti, 1998).

Nous pourrions aussi conseiller de gérer une nouvelle plantation trois ou quatre ans avant la rotation. Cette solution consisterait à retourner l'herbe progressivement d'année en année. Ce retournement devrait libérer et réincorporer le pool d'azote piégé par l'enherbement, qui met plusieurs années à se dissiper, selon les experts, en laissant le temps à la vigne de le consommer, soit une durée de trois ou quatre ans. Puis enfin, le viticulteur pourrait enchaîner avec une nouvelle plantation de vigne sans herbe pendant quatre ans pour que le système racinaire se mette en place, sans concurrence. Des essais devraient être menés sur ces deux points.

Des perspectives au niveau de la réflexion sur le comportement de l'azote apparaissent :

- étudier l'impact d'une fertilisation irraisonnée (100 unités d'azote) et voir les effets sur la dynamique de l'azote en parcelle désherbée (retour attendu au niveau excessif de 1998) et sur les capacités d'absorption du couvert herbacé et les bénéfices sur la vigne ;
- retourner toute ou partie de la surface en herbe de l'inter-rang puis réinstrumenter adéquatement le site, reprendre les mesures pour quantifier l'impact du retournement de ray-grass pour la vigne.

En annexe 8, nous reprenons ces conclusions et proposons des recommandations quant à l'emploi de l'enherbement.

Chapitre V : Modélisation mécaniste du devenir de l'eau et de l'azote nitrique dans les systèmes vigne/sol nu et vigne/herbe-sol nu à l'aide du modèle SWMS_3D

La modélisation numérique représente un outil adéquat pour étudier les mouvements de l'eau dans le sol. Elle n'est pas un but en soi mais elle doit permettre non pas de comprendre les phénomènes réels mais de vérifier si les hypothèses avancées et phénomènes simulés sont justes. Nos hypothèses portent d'une part sur la géométrie et le maillage, qui doivent intégrer les découpages selon les rangs / inter-rangs, les distributions racinaires, et d'autre part sur les transferts hydriques et de solutés, dont l'analyse a révélé, au Chapitre IV, une réduction des transferts sous enherbement ainsi que des écoulements préférentiels vers la zone racinaire donc des écoulements tridimensionnels. Nous précisons les paramètres et formulations choisies pour la modélisation au sein de ce chapitre. Nous avons volontairement choisi l'option d'une utilisation du modèle avec une détermination exhaustive des paramètres, sans calage, comme le ferait un utilisateur lambda. Nous présentons les résultats pour les variables succions, teneurs en eau et concentrations en nitrate. Cependant pour les concentrations en nitrate nous jugeons utile de caler simplement le paramètre minéralisation pour une meilleure reproduction.

Nos principaux objectifs de la modélisation portent sur l'évaluation du modèle déterministe tridimensionnel pour reproduire les mesures de terrain, afin de prédire l'évolution des systèmes vigne/sol nu et vigne/herbe-sol nu : ceci revient à comparer les variables simulées avec les mesures de terrain. Ils portent aussi sur l'évaluation de l'influence de l'enherbement sur la dynamique de l'eau, le lessivage des nitrates, et sur la production de nitrate (minéralisation et dénitrification). Pour ce faire nous comparons les deux itinéraires techniques (enherbé un rang sur deux et désherbé) à partir des variables simulées en continu. Enfin, nous étendons les simulations au cas enherbé tous les rangs.

V.1. Maillage et géométrie

La géométrie de la zone modélisée est simple : il s'agit d'un parallélépipède de la longueur d'un rang, ramené à 10 m pour des problèmes de limitation du temps de calcul par un nombre réduit de nœuds, et de la largeur de deux inter-rangs, soit 2.8 m pour la parcelle désherbée et 3.2 m pour la parcelle enherbée (tableau V-1).

Parcelle :	nombre de dX	Longueur (m)	nombre de dY	Largeur (m)	nombre de dZ	Epaisseur (m)	Nombre de Nœuds
Désherbée	31	10	13	2.8	32	2	12896
Enherbée 1/2	31	10	16	3.2	32	2	15872

Tableau V-1 : Définition du maillage du domaine modélisé.

La structuration en rang et inter-rang du système étudié impose un découpage selon l'axe Y, de vingt centimètres sous le rang (autour du pied de vigne), et trente centimètres dans l'inter-rang. Pour l'axe des X, le découpage est fortement influencé par la répartition racinaire. Nous l'avons réduit à une répétition de trois tranches de trente trois centimètres chacune, avec une décroissance du coefficient de distribution

racinaire. Le découpage selon l'axe des Z s'opère en tenant compte de la stratification pédologique et de la distribution racinaire, afin de définir des couches de sol hydrauliquement homogènes. En surface, les couches sont plus fines (1 à 5 cm) qu'en profondeur (10 cm). Le maillage intègre aussi la notion de pente afin de s'approcher des conditions réelles de terrain.

Le maillage est créé avec le générateur de maillage, qui accompagne le code SWMS_3D. Nous l'avons adapté à notre cas en intégrant la pente et la deuxième distribution racinaire issue du couvert herbacé. Pour la vigne, la distribution de la fonction de racines efficaces α_{rac} suit les résultats du Chapitre III. Pour le couvert herbacé, la distribution se répartit avec un coefficient égal à un, dans les trente premiers centimètres du sol, dans l'inter-rang enherbé.

Que ce soit en parcelle enherbée un rang sur deux ou désherbée, nous obtenons un maillage structuré en tétraèdre régulier dans une géométrie simple (figure V-1).

C'est à ce stade que associé à la nature 3D des écoulements, l'utilisation d'un modèle tridimensionnel se justifie. Cette architecture permet de prendre en compte la sphère racinaire.

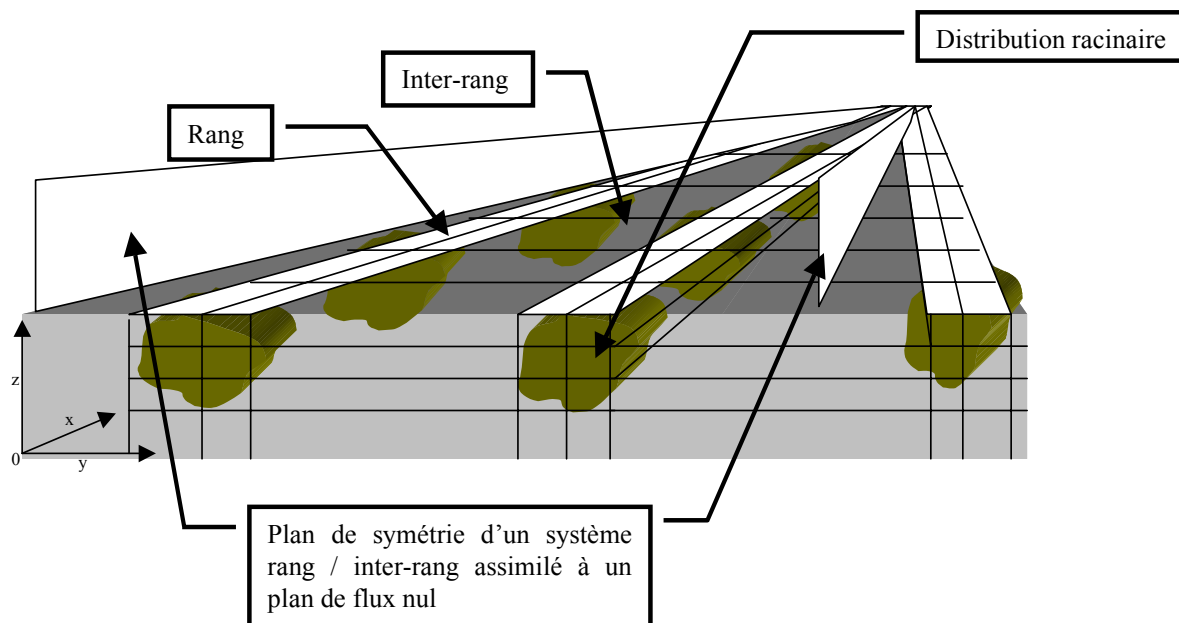


Figure V-1 : Schéma simplifié du maillage du domaine modélisé.

V.2. Conditions aux limites

Le domaine parallélépipédique de simulation présente quatre types de conditions aux limites.

Pour les faces latérales, un plan de symétrie est défini au milieu d'un inter-rang, en considérant la symétrie de la zone de prospection racinaire d'un pied de vigne. Ceci délimite un plan de flux nul, équivalent à une limite imperméable.

Sur les faces amont et aval, nous pourrions utiliser les deux séries de mesure des stations (1 et 4) en bordure de parcelle, comme condition aux limites à charge imposée variable dans le temps (en modifiant le programme). Cependant nous avons préféré considérer des conditions aux limites imperméables en supposant que les

échanges entre les chemins et les parcelles sont négligeables. Nous considérons les parcelles comme indépendantes et isolées hydrauliquement du reste du domaine.

Nous attribuons à la limite supérieure, en contact avec l'atmosphère, une condition de type atmosphérique gérée :

— par le potentiel d'infiltration :

$$\left| K \left(\frac{\partial h}{\partial x_j} + 1 \right) \right| \leq E,$$

où E est le flux maximal d'infiltration ou d'évaporation autorisé par les conditions atmosphériques courantes, K la conductivité hydraulique à la surface du sol

— et par un potentiel imposé quand la succion simulée de surface devient supérieure à la succion limite imposée par l'équilibre du potentiel matriciel du sol avec la pression de vapeur de l'air, soit une condition de type Signorini :

$$|h_{\text{atm}}| \leq \frac{R \cdot T}{M \cdot g} \ln(\theta_{\text{vol}}),$$

avec h_{atm} le potentiel matriciel de surface, R la constante des gaz parfaits, T la température de l'air, M la masse molaire de l'eau, g la constante de gravité, θ_{vol} le pourcentage d'humidité de l'air.

Pour la face inférieure, nous avons plusieurs possibilités :

- une limite inférieure à flux imposé variable (associée à un débit de sortie en considérant une connexion avec le réseau de fissures qui est supposé être relié à la nappe d'Alsace) ;
- considérer le sol comme profond (2 m simulés sur 3 m réel), dans ce cas nous mesurons le volume d'eau sortant du système soumis au seul gradient unitaire.

Ce dernier type de condition est disponible dans les options du modèle sous le nom de drainage libre (gradient unitaire). Le flux sortant est toujours positif, c'est-à-dire orienté vers le bas, et égal à la conductivité hydraulique du dernier compartiment. Cette situation se rencontre essentiellement dans le cas de profils d'infiltration qui n'atteignent pas la base du profil considéré.

La condition à la limite inférieure est choisie de type drainage libre, par soucis de simplicité mais aussi par méconnaissance du réseau sous les parcelles expérimentales. D'après les mesures de gradients de charge hydraulique obtenus à 90 cm, il est clair que cette condition n'est jamais obtenue à la base du profil étudié (120 cm). Cependant, nous pouvons l'accepter en prenant une couche limite plus profonde, 2 m de profondeur, supposée être en dehors de la zone racinaire.

V.3. Les conditions initiales

Les conditions initiales sont déterminées à partir des mesures de terrain. Celles-ci ont débuté entre mai et juillet 1998. Nous avons défini l'état initial des calculs de bilan du Chapitre IV à début octobre. Nous faisons de même pour la modélisation. La simulation commence en octobre 1998 et finit en octobre 2000.

Les conditions initiales sont prises à partir des mesures, aux profondeurs de 30, 60, 90 et 120 cm. Elles sont interpolées linéairement à l'ensemble du profil et extrapolées de 120 cm jusqu'à la base du profil.

V.4. Le modèle SWMS 3D

Chronologiquement, le modèle a d'abord été utilisé sans aucune modification afin de l'évaluer dans le cas simple d'une vigne désherbée.

Puis nous avons introduit progressivement les modifications spécifiques à notre cas. Ce sont uniquement les résultats des simulations prenant en compte toutes les modifications qui sont présentées.

V.4.1. Les modifications apportées au code du modèle SWMS_3D

V.4.1.1. Transfert d'eau

Dans notre étude, le modèle est limité dans son utilisation par le fait qu'il ne prend en compte que la transpiration d'une seule espèce végétale. Nous avons alors introduit, directement dans le code de calcul, un algorithme parallèle à l'algorithme principal qui simule un deuxième prélèvement hydrique et azoté. Nous prenons les mêmes définitions de variables spécifiques aux prélèvements hydriques du couvert herbacé, c'est-à-dire les transpirations et évapotranspirations potentielles et réelles de la vigne et du couvert herbacé, les paramètres de Feddes, les succions, ...

V.4.1.2. Transfert de soluté

Au niveau du transfert azoté, nous avons introduit les constantes des réactions de minéralisation K1 et de dénitrification K2 (cinétiques d'ordre 0 et 1) variables dans le temps et l'espace. Nous considérons le stock d'azote organique constant dans le temps. Cette simplification est motivée par le choix de ne suivre que le bilan d'azote nitrique et non toutes les formes minérales. Elle est acceptable au regard des quantités mesurées sur les profils de sol (Chapitre III). Les valeurs optimales des constantes ont été estimées à :

- Eq. I.29 et I.31, avec $[N_{org}] = 1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ sol sec}$ et $\rho_s = 1430 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ et $K1 = 7.4 \cdot 10^{-5} \text{ j}^{-1}$:
soit $K1 = 3.2 \cdot 10^{-4} \text{ mgNO}_3 \cdot \text{cm}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ directement converti en nitrate
- et $K2 = -0.115 \text{ j}^{-1}$.

Nous limitons les réactions biologiques (minéralisation et dénitrification) à la première couche de sol (0-30 cm), pour laquelle la teneur en matières organiques a une valeur significative.

Ces quantités dépendent des fonctions d'humidité et de température, décrites au Chapitre I :

$$ft(T(z)) = \exp[k_t \cdot (T(z) - T_{ref})] = Q_{10}^{\left(\frac{T(z) - T_{ref}}{10}\right)} \quad \text{Eq. V-1}$$

$$gh(\theta) = \begin{cases} 0 & \text{si } \theta \leq \theta_{pf} \\ \frac{\theta - \theta_{pf}}{\theta_{opt} - \theta_{pf}} & \text{si } \theta_{pf} < \theta \leq \theta_{opt} - \varepsilon \\ 1 & \text{si } \theta_{opt} - \varepsilon < \theta \leq \theta_{opt} + \varepsilon \\ \frac{\theta_s - \theta}{\theta_s - \theta_{opt}} & \text{si } \theta_s + \varepsilon < \theta \leq \theta_s \end{cases} \quad \text{pour la minéralisation Eq. V-2}$$

$$gh(\theta) = \left(\frac{(\theta/\theta_s) - 0.8}{0.2} \right)^2 \text{ pour la dénitrification} \quad \text{Eq. V-3}$$

où $T(z)$ température à la cote z

T_{ref} est la température de référence ($T_{ref}=15^\circ\text{C}$, Mary *et al*, 1999)

k_t est le coefficient de température ($k_t=0.115 \text{ K}^{-1}$)

Q_{10} coefficient de Van't Hoff

θ_{pf} est la teneur en eau au point de flétrissement

θ_{opt} la teneur en eau optimale

θ_s la teneur en eau à saturation.

La connaissance de la température à tous les pas de temps de simulation est indispensable, et ne peut être comblée par interpolation des températures mesurées. Nous avons alors modélisé simplement le transfert de chaleur au moyen d'une sinusoïde. Les résultats de la simulation sont conformes aux mesures (figure V-2). Une étude est présentée succinctement en annexe 7.

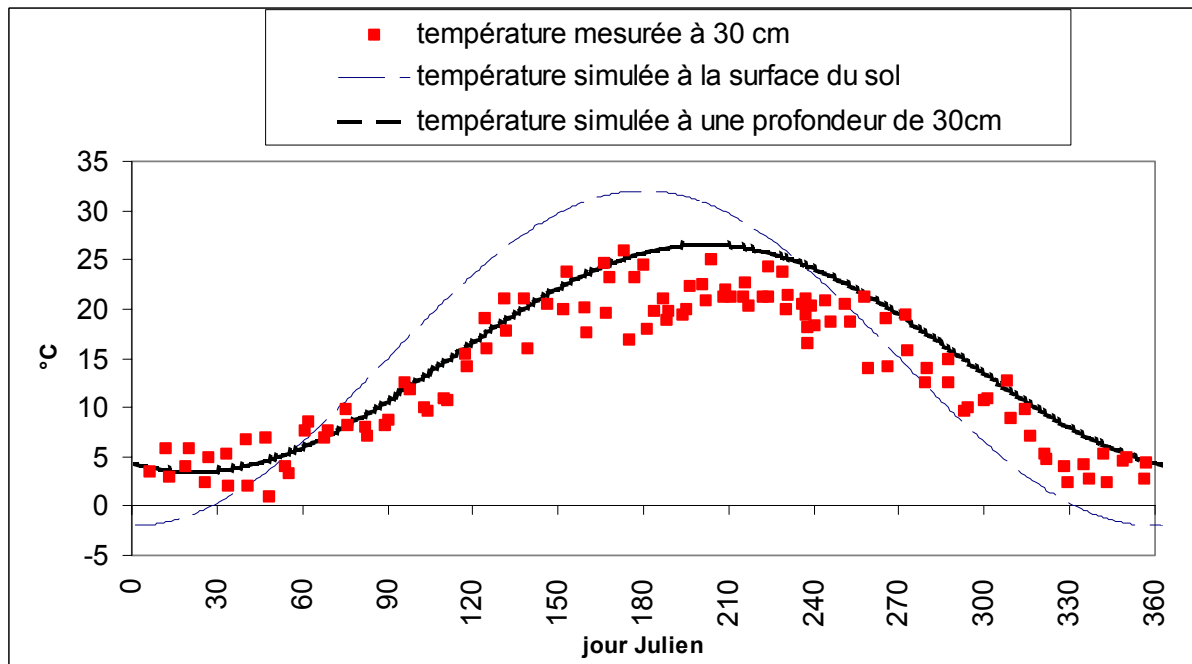


Figure V-2 : Températures moyennes simulées (en surface et à 30 cm de profondeur) et températures mesurées sur les 3 années de suivi du site de Rouffach.

V.4.1.3. L'absorption azotée

Nous considérons que seule la forme nitrique est absorbée par la plante.

Le modèle gère l'absorption azoté en introduisant une concentration optimale d'absorption \bar{c} , qui reste constante dans le temps. Par l'intermédiaire de cette concentration optimale, la quantité absorbée qui est obtenue en multipliant la concentration et le prélèvement hydrique réelle, est un compromis entre la demande de la plante et l'offre du sol. Ce concept ne reflète que la forme passive de l'absorption azotée. La forme active du processus d'absorption pourrait être intégrée au code SWMS. Cela reviendrait à gérer la quantité journalière absorbée en scindant

la partie passive et en la complétant avec une absorption active au moyen d'une cinétique de type Michaëlis-Merten, selon l'offre du sol (possibilité d'introduire un indice de stress azoté ou de vigueur de la vigne).

Nous déterminons la concentration moyenne de prélèvement \bar{c} comme le rapport de la demande annuelle en azote de la plante (QN_{annuel}) par la transpiration annuelle (TR_{annuel}). Nous vérifions que :

$$QN_{\text{annuel}} = \sum (TR_{\text{journalier}} \cdot \bar{c}) = \bar{c} \cdot (\sum TR_{\text{journalier}}) = \bar{c} \cdot TR_{\text{annuel}} \quad \text{Eq. V-4.}$$

Il s'agit alors d'une absorption passive contrôlée par un paramètre constant.

Nous obtenons ainsi $\bar{c} = 17 \text{ mgN/l}$, pour la vigne. Pour le cas de l'herbe, nous avons vu au Chapitre II que son rôle consistait à immobiliser l'azote nitrique du premier horizon. Ainsi nous ne limitons pas l'absorption. La concentration de prélèvement de l'herbe (non limitée dans ce cas) correspond à celle du sol. Cette hypothèse serait à revoir pour les fortes fertilisations qui génèrent de fortes concentrations dans le sol.

V.4.2. Jeu de paramètres

Notre volonté a été de déterminer tous les paramètres d'entrée pour s'affranchir de l'étape de calage du modèle. Nous sommes conscients que l'estimation des paramètres est sujette à caution, vue les précisions de mesure et la variabilité du milieu. Elle a cependant le mérite de fournir une grandeur mesurée et non une valeur calée dont l'interprétation est plus délicate. Une valeur représente un point du milieu et non l'ensemble du domaine, plus ou moins hétérogène.

Les paramètres hydrodynamiques nécessaires aux simulations, c'est-à-dire la conductivité hydraulique à saturation et les paramètres de la courbe de rétention sont repris des tableaux III-5, III-6 et III-8 du Chapitre III.

Les paramètres de prélèvement racinaire sont pris dans la bibliothèque de données du logiciel HYDRUS_2D (Simunek *et al.*, 1996). Ils sont présentés au tableau V-2. Les valeurs pour le couvert herbacé sont plus faibles que celles de la vigne. Ceci rend bien compte de la plus forte sensibilité de l'herbe au stress hydrique. La transpiration potentielle de la vigne correspond à celle obtenue au Chapitre IV, (figure IV-22). Afin de tenir compte des coupes et des fauches du couvert herbacé, la transpiration de l'herbe est choisie réelle et non potentielle, (Chapitre IV, figure IV-23). Nous aurions pu utiliser la chronique brute d'évapotranspiration du couvert herbacé sans modification, afin d'évaluer les limitations de la transpiration et les stress hydriques du couvert.

Paramètres de Feddes (cm)	P0	Popt	P2H	P2L	P3	R2H	R2L
Vigne	-10	-25	-400	-600	-8000	10	0.5
Herbe	-10	-25	-240	-360	-800	10	0.1

Tableau V-2 : Paramètres du prélèvement racinaire pour les deux espèces végétales présentes.

Les paramètres de transfert de soluté sont résumés dans le tableau V-3. La concentration moyenne de la pluie est fixée à 5 mg/l (Chapitre IV). Le schéma de Crank-Nicholson ($\varepsilon = 0.55$) a été choisi, associé à l'option dispersion artificielle pour l'amélioration de la stabilité dans la résolution. Le critère de stabilité associant les nombres de Péclet et de Courant est fixé à 2, seuil classiquement retenu dans la bibliographie.

Paramètres	Diffusivité	Dispersivité longitudinale	Dispersivité transversale	Constante de réaction ordre 1	Constante de réaction ordre 0
Pour les 2 Parcelles	0.5 cm ² .s ⁻¹	3 cm	0.3 cm	-0.115 j ⁻¹	0.00032 mgNO ₃ .j ⁻¹

Tableau V-3 : Paramètres de transfert de soluté.

V.4.3. Critère de comparaison entre valeurs simulées et mesurées

Pour pouvoir conclure sur la qualité de l'évaluation, et ce, quel que soit le niveau d'analyse considéré, nous devons définir un critère de comparaison. Le critère doit permettre d'apprécier les capacités du modèle à reproduire la réalité. La valeur du critère va être influencée par la qualité des données expérimentales dont nous disposons et par la qualité des simulations. L'absence d'erreur de mesure n'existe pas dans le cas des systèmes naturels complexes.

Les performances du modèle peuvent être évaluées à l'aide de critères statistiques. Ils peuvent être calculés sur l'erreur du modèle à chaque pas de temps (différence entre les variables observées et simulées). Les critères numériques fournissent une évaluation quantitative des performances du modèle. Généralement les critères statistiques sont associés à une comparaison graphique entre les évolutions temporelles d'une variable mesurée et simulée à différentes profondeurs. L'interprétation graphique de cette comparaison, bien que subjective, donne un bon aperçu qualitatif.

Les objectifs de l'évaluation portent principalement sur une adéquation temporelle à chaque pas de temps entre les variables calculées et les variables observées, en tenant compte si possible des fluctuations pouvant atteindre plusieurs ordres de grandeurs, sans avoir des écarts relatifs importants, mais tout en conservant un bilan correct.

L'utilisation conjointe de quelques critères complémentaires permet d'obtenir une évaluation objective du modèle. Néanmoins il est préférable d'employer un même critère continu sur toute la période.

Nous définissons les critères statistiques que nous avons retenus :

avec n est le nombre de valeurs disponibles

sim_i , valeurs simulées au pas de temps i

mes_i , valeurs mesurées

moy , moyenne des valeurs mesurées.

L'erreur maximale (ME) :

$$ME = \text{Max}_{i \in [1, n]} |sim_i - mes_i| \quad \text{Eq. V-5}$$

Elle permet d'évaluer la reproductibilité entre les variables simulées et observées des extrêmes.

L'écart quadratique moyen (RMSE, root mean square error) ou coefficient de variation du résidus des erreurs :

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (sim_i - mes_i)^2}{n}} \quad \text{Eq. V-6}$$

Il traduit la dispersion autour de la droite 1:1 lorsque les valeurs simulées sont tracées en fonction des valeurs mesurées.

L'efficacité du modèle (EF) ou critère de Nash (Nash et Stutcliffe, 1970) :

$$EF = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\text{sim}_i - \text{mes}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (\text{mes}_i - \text{moy})^2} \quad \text{Eq. V-7}$$

Elle varie dans l'intervalle $]-\infty;1]$. Elle est d'interprétation facile. Elle estime l'amélioration d'ajustement obtenu en utilisant le modèle pour simuler les variables par rapport à un modèle de référence qui donnerait sur toute la période considérée une variable constante égale à la moyenne. Elle est comparable au coefficient de détermination R^2 déterminé pour une régression linéaire par les moindres carrés, à ceci près que la droite de régression idéale est privilégiée à la droite qui conduit à la meilleure corrélation. Une valeur négative de EF indique que la moyenne mesurée est un meilleur estimateur de la variable d'état du système que la valeur simulée par le modèle.

Les valeurs optimales des critères ME, RMSE et EF devraient être aussi proches possibles de 0, 0 et 1 respectivement.

Nous ne disposons pas encore de valeurs standards pour évaluer les modèles de transport de soluté à l'aide des différents critères statistiques qui viennent d'être listés.

Il faut néanmoins rester prudent avec les critères numériques, qui peuvent indiquer un bon résultat avec une mauvaise simulation et inversement. Une bonne vérification des critères statistiques ne signifie pas nécessairement une capacité prédictive du modèle.

Soulignons aussi que tous les critères calculés au pas de temps journaliers sont sensibles à un décalage dans le temps entre des valeurs observées et simulées. Un moyen d'effacer ce décalage serait de baser l'analyse sur des moyennes mensuelles.

V.4.4. Analyse des incertitudes de la modélisation

Les erreurs dans la réponse d'un modèle sont dues à quatre sources fondamentales :

- erreurs dues à l'inadéquation du modèle ;
- erreurs sur la représentation du milieu ;
- erreurs sur les données (entrées-sorties) ;
- erreurs dans les estimations des paramètres.

Il faut tenir compte des erreurs de mesures dues à l'échantillonnage et la prise de mesures. L'erreur d'échantillonnage, due au caractère aléatoire et/ou cyclique des phénomènes, est introduite à partir du moment où on ne mesure une variable qu'à des intervalles discrets de temps et/ou d'espace, quelles que soient la qualité et la précision des appareils de mesure. Nous les avons évaluées au Chapitre III, à 10-15%, pour les potentiels matriciels, par exemple.

Les conséquences des erreurs sur les estimations des paramètres peuvent être évaluées par une analyse de sensibilité du modèle en relation avec des variables de sortie. Cette analyse n'a pas été effectuée dans le cadre de cette étude.

V.5. Résultats des simulations

Nous présentons dans ce paragraphe la confrontation des résultats de la simulation avec les mesures de terrain, qui portent sur les succions, les teneurs en eau et les concentrations en nitrates.

Le premier problème sur lequel nous nous heurtons est la représentation des résultats. Nous pouvons déterminer la localisation du point d'observation de la simulation avec exactitude dans le domaine artificiel généré. En revanche, nous avons beaucoup de difficultés à caractériser les points d'observation de terrain au voisinage immédiat du capteur par rapport au système racinaire réel (inconnu a priori en tout point). Pour pallier cet inconvénient, nous avons défini trois plans de coupe sur la longueur d'un rang : au niveau du pied de vigne, à 30 cm en amont et à 30 cm en aval. Ainsi, nous balayons le spectre des densités racinaires rencontrées sur le domaine construit. Nous verrons que la présence de racines joue un rôle primordial sur la dynamique de transfert. Nous présentons une comparaison entre les moyennes des observations de terrain et les moyennes des simulations selon trois plans de coupe.

Le deuxième problème rencontré est lié aux erreurs de mesure dues à la variabilité des paramètres. Les séries de mesures analysées au Chapitre IV ont révélé une variabilité spatiale importante dont il faut tenir compte dans l'appréciation des résultats.

En annexe 7, nous avons rassemblé les graphes qui présentent les variables simulées en fonction des valeurs mesurées, pour les potentiels matriciels, ainsi que des graphiques complémentaires.

V.5.1. Reproductibilité des Potentiels Matriciels

Dans les figures et tableaux suivants, nous évaluons la capacité du modèle à reproduire les potentiels mesurés sur le site de Rouffach, entre octobre 1998 et octobre 2000.

D'un point de vue général, les grandes tendances et les évolutions temporelles sont bien reproduites (figures V-3, V-4, V-5, V-6). Dans les deux cas (parcelle désherbée et parcelle enherbée), au cours de la première année de simulation, les mesures observées sont bien reproduites. La deuxième année, nous constatons une dégradation du signal, en particulier pour la parcelle enherbée.

Si nous analysons les critères de comparaison (tableaux V-4 et V-5), nous constatons que les critères de Nash sont en général positifs (excepté pour la parcelle enherbée à 30 et 60 cm de profondeur et pour la parcelle désherbée à 30 et 90 cm de profondeur), et sont supérieurs parfois à 0.7, ce qui est tout à fait satisfaisant. Les critères sont moins élevés sous le rang que dans l'inter-rang. Les écarts maximaux ont des valeurs importantes : entre 260 et 850 cm en parcelle désherbée et entre 220 et 1750 cm en parcelle enherbée un rang sur deux.

Dans les deux cas, nous observons les plus grandes différences sous le rang de vigne. Les valeurs des succions simulées sont typiques de potentiels racinaires (de

l'ordre de 1500 à 2000 cm de succion). Nous attribuons ces écarts à la distribution racinaire régulière adoptée dans le maillage qui n'est pas spécifique à chaque pied de vigne pour lesquels les mesures sont effectuées.

Critère	Désherbé Inter-rang DI Profondeur cm				Désherbée Rang DR Profondeur cm			
	30	60	90	120	30	60	90	120
Médiane des écarts cm	-129	-63	-13	52	-48	-33	22	52
Médiane des écarts relatifs	73%	55%	23%	33%	64%	43%	30%	28%
Max des écarts ME cm	553	326	269	313	515	246	848	368
RMSE écart quadratique	191	105	77	89	185	63	171	115
Critère de Nash EF	-0.66	0.31	0.75	0.68	0.01	0.78	-0.20	0.52

Tableau V-4 : Valeurs calculées des critères de comparaison pour le potentiel matriciel (cm) de la parcelle désherbée.

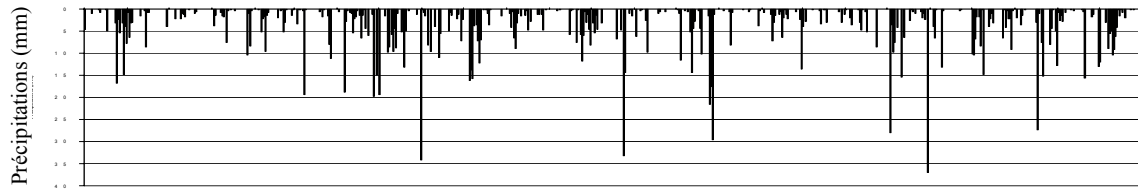
Critère	Enherbé Inter-rang EI Profondeur cm				Enherbée Rang ER Profondeur cm			
	30	60	90	120	30	60	90	120
Médiane des écarts cm	-24	43	50	51	96	165	49	18
Médiane des écarts relatifs	66%	49%	27%	23%	78%	81%	36%	29%
Max des écarts ME cm	621	218	243	298	1196	1769	374	300
RMSE écart quadratique	173	76	85	109	231	389	106	97
Critère de Nash EF	0.34	0.65	0.70	0.41	-0.48	-6.50	0.51	0.55

Tableau V-5 : Valeurs calculées des critères de comparaison pour le potentiel matriciel (cm) de la parcelle enherbée 1/2.

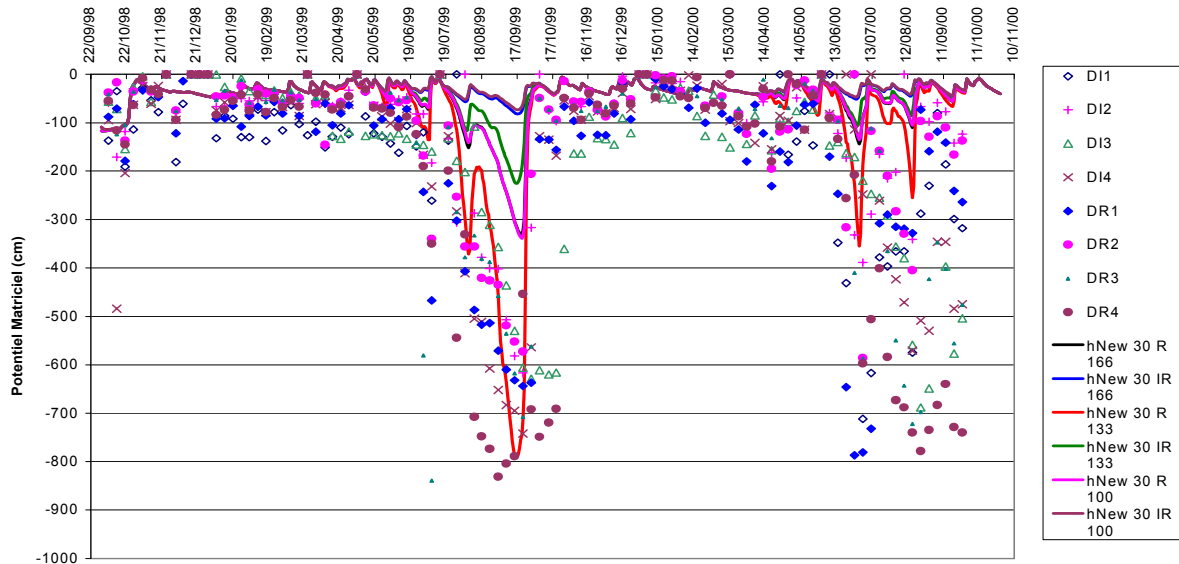
Les simulations reproduisent mieux les valeurs observées en profondeur plutôt qu'en surface. Ceci peut sembler normal sachant que l'inertie du système croît avec la profondeur. Les extrêmes ne sont pas forcément bien reproduits. Nous mesurons un décalage des extrêmes de potentiels matriciels entre 30 cm et 60 cm de profondeur en parcelle désherbée. Les pics sont beaucoup plus forts en parcelle enherbée sous le rang de vigne quelle que soit la profondeur.

Dans les figures suivantes, nous présentons l'ensemble des mesures effectuées d'octobre 1998 à octobre 2000 (les stations 1 à 4, Rang et Inter Rang), ainsi que les simulations qui représentent le Rang et l'Inter Rang et l'ensemble des situations représentatives répertoriées (100 position 30 cm amont du pied, 133 au niveau du pied de vigne, 166 position 30 cm aval du pied).

En parcelle enherbée un rang sur deux, nous relevons, dans la couche de surface, une sous estimation des potentiels matriciels par rapport aux mesures. Nous attribuons cet effet à la présence de l'herbe dont le prélèvement hydrique impose un potentiel matriciel plus faible (-150 contre -50 cm).



Désherbée : Profondeur 30 cm



Désherbée : Profondeur 60 cm

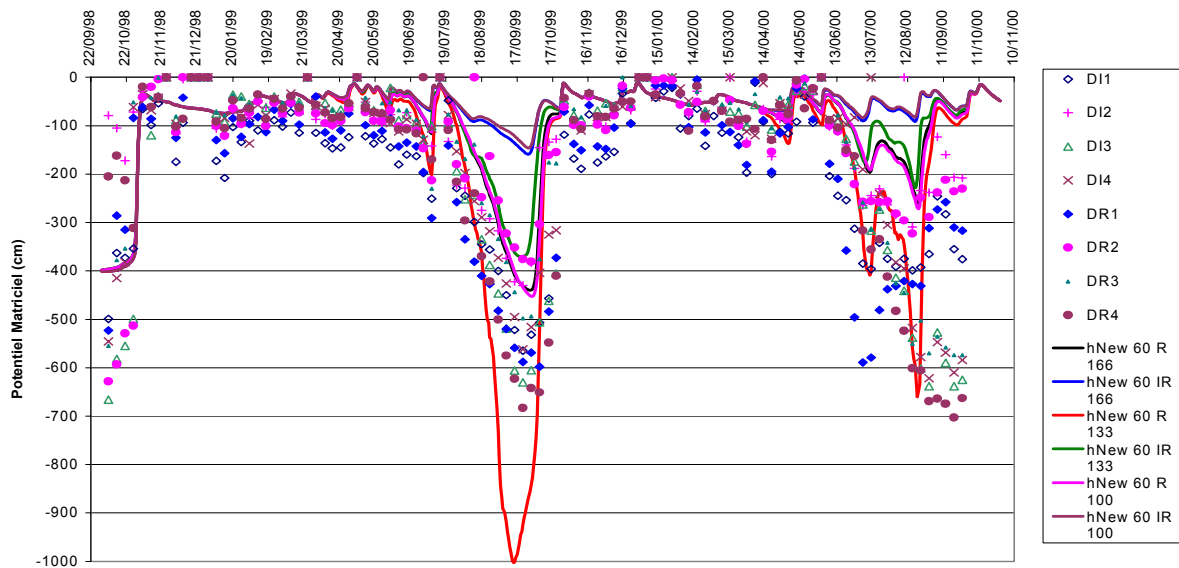


Figure V-3 : Comparaison des potentiels matriciels à 30 et 60 cm de profondeur entre observations et variables simulées dans le rang et l'inter-rang de la parcelle désherbée (Rouffach, France) entre le 01/10/1998 et le 30/10/2000. D : Désherbée, R : sous le Rang, IR : sous l'Inter-Rang, 1 à 4 : station de mesure, 100, 133, 166 : position par rapport au pied de vigne.

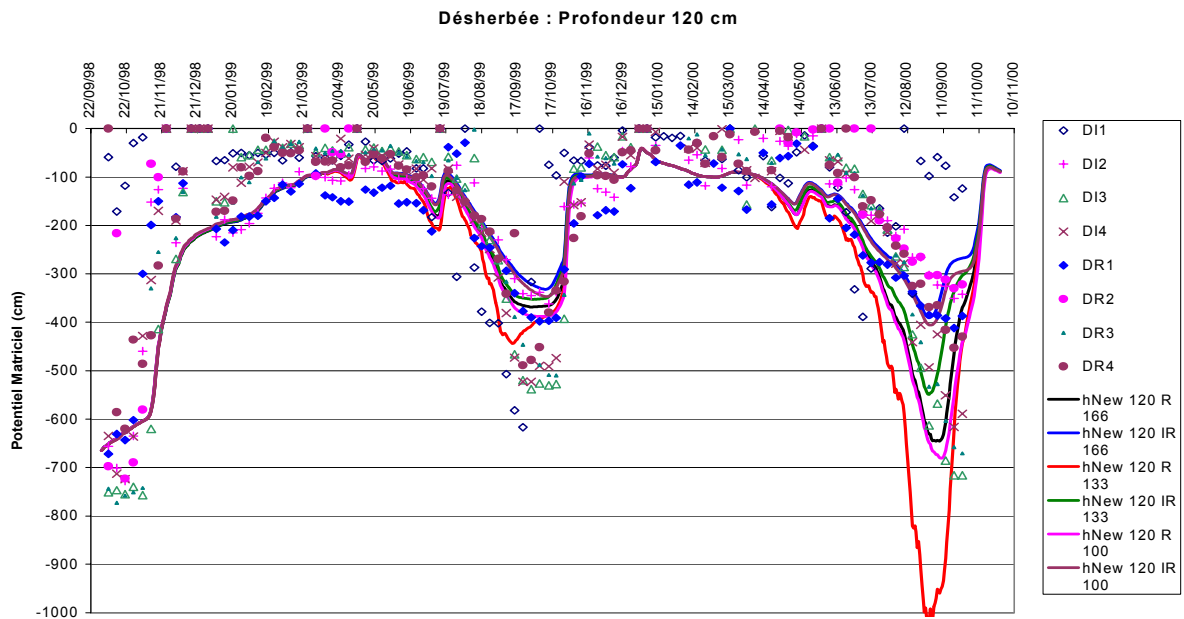
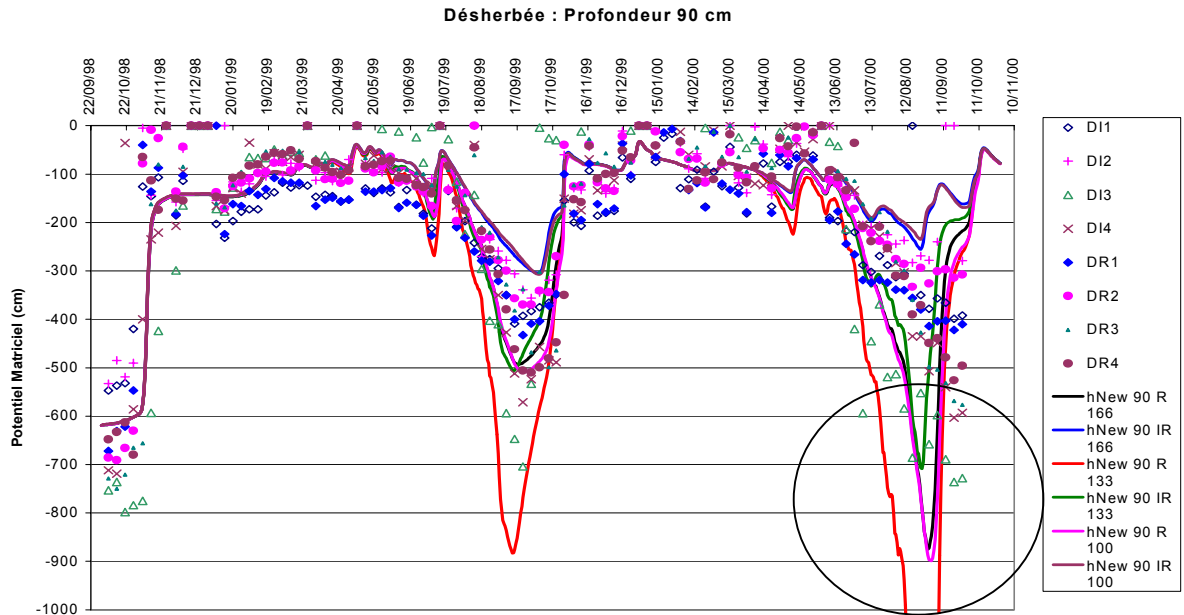
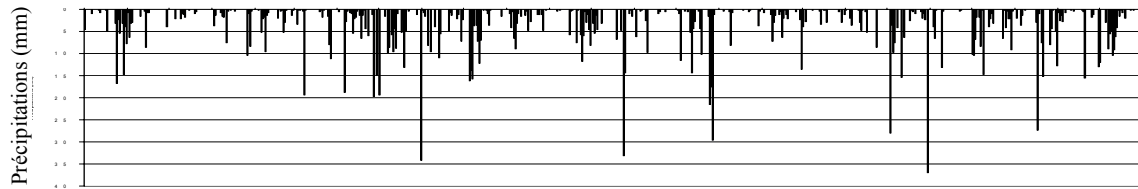


Figure V-4 : Comparaison des potentiels matriciels à 90 et 120 cm de profondeur entre observations et variables simulées dans le rang et l'inter-rang de la parcelle dés herbée (Rouffach, France) entre le 01/10/1998 et le 30/10/2000. D : Dés herbée, R : sous le Rang, IR : sous l'Inter-Rang, 1 à 4 : station de mesure, 100, 133, 166 : position par rapport au pied de vigne.

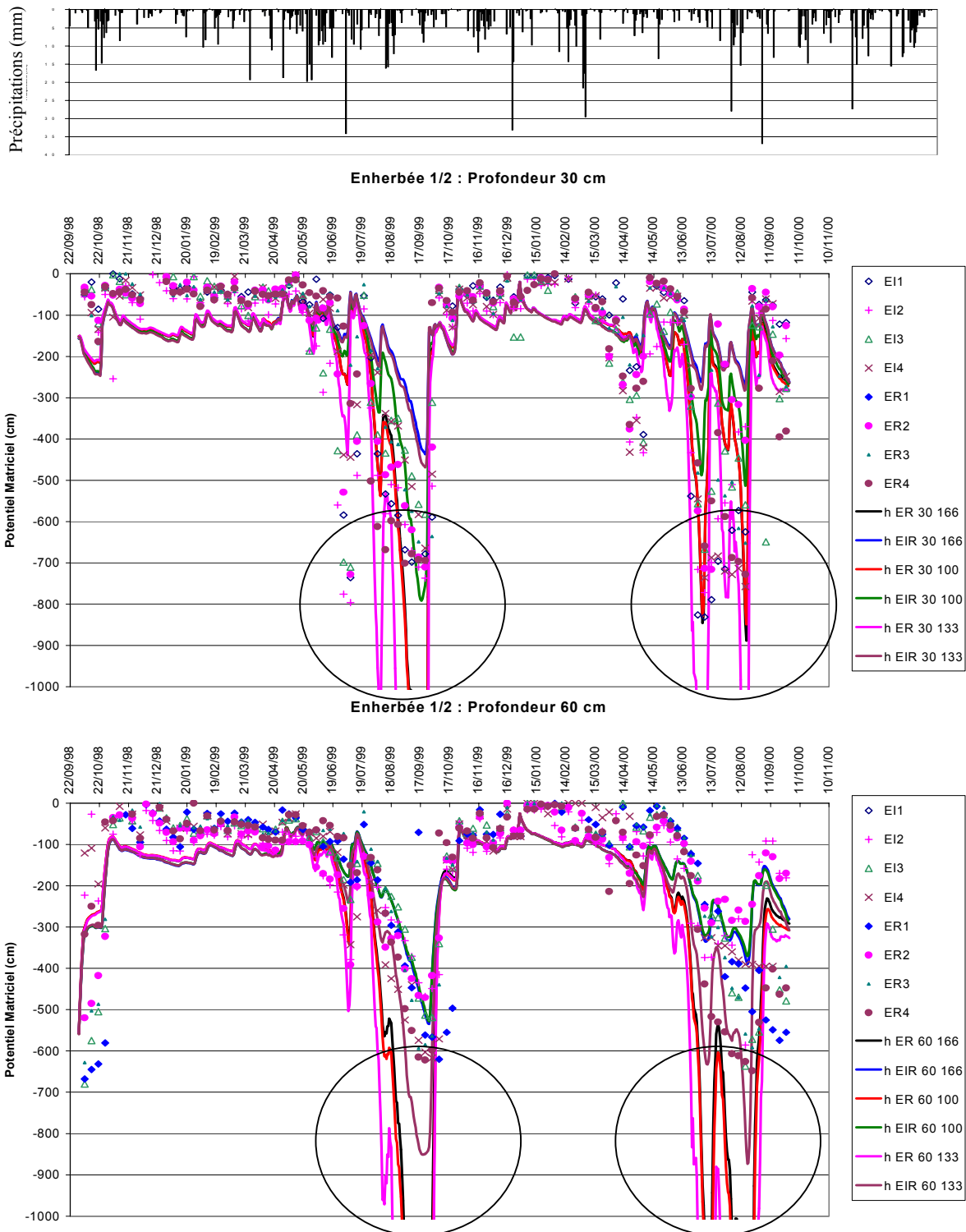


Figure V-5 : Comparaison des potentiels matriciels à 30 et 60 cm de profondeur entre observations et variables simulées dans le rang et l'inter-rang de la parcelle enherbée 1/2 (Rouffach, France) entre le 01/10/1998 et le 30/10/2000. E : Enherbée, R : sous le Rang, IR : sous l'Inter-Rang, 1 à 4 : station de mesure, 100, 133, 166 : position par rapport au pied de vigne.

Les cercles indiquent les potentiels matriciels fortement influencés par la distribution racinaire. Ce phénomène perturbe l'appréciation de la reproductibilité des potentiels matriciels mesurés et simulés. Ceci est vraisemblablement dû à la fonction de prélèvement hydrique choisie, qui ne permet pas de prélever l'eau des couches de

sol pour lesquelles l'eau est disponible, sans effet de compensation entre une zone humide et une zone sèche.

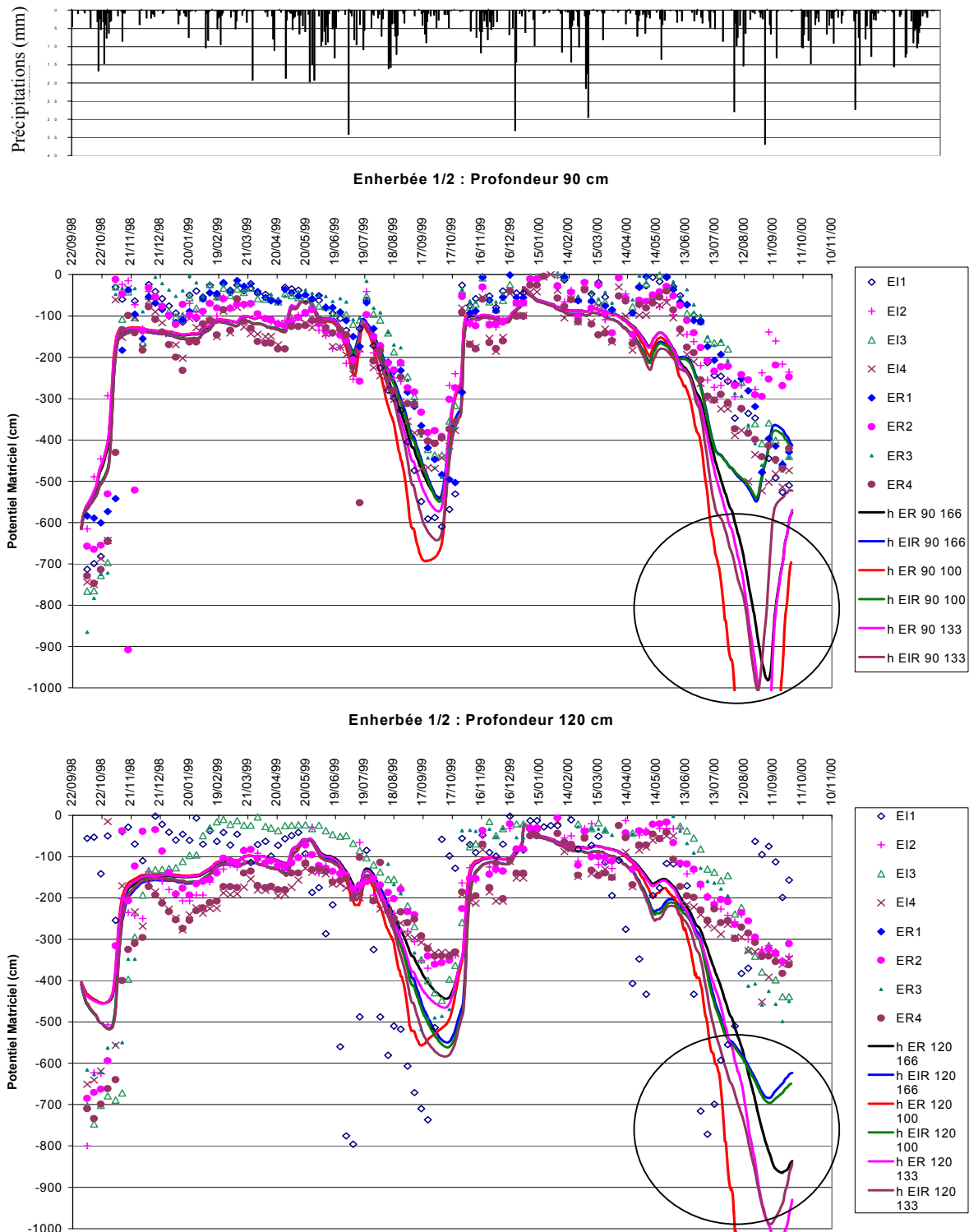


Figure V-6 : Comparaison des potentiels matriciels à 90 et 120 cm de profondeur entre observations et variables simulées dans le rang et l'inter-rang de la parcelle enherbée 1/2 (Rouffach, France) entre le 01/10/1998 et le 30/10/2000. E : Enherbée, R : sous le Rang, IR : sous l'Inter-Rang, 1 à 4 : station de mesure, 100, 133, 166 : position par rapport au pied de vigne.

Le phénomène est plus marqué pour l'année 2000. La sécheresse du mois de mai 2000, amplifiée par le prélèvement hydrique du couvert herbacé est à l'origine de ces

fortes succions, qui ont eu pour conséquence une diminution de l'eau d'infiltration dans les couches de profondeur du sol.

V.5.2. *Reproductibilité des teneurs en eau*

Les figures (V-7, V-8, V-9, V-10) présentent les évolutions des teneurs en eau mesurées et simulées. Nous pouvons discerner une certaine tendance commune à reproduire les phénomènes d'infiltration consécutifs à une pluie. Nous distinguons aussi parallèlement dans les deux cas, une tendance à l'humectation du profil en période hivernale et un dessèchement estival. Cependant, le critère de Nash est toujours négatif, ce qui semble indiquer de grosses difficultés à reproduire la dynamique observée. Les écarts entre valeurs observées et simulées s'élèvent à deux points d'humidité, ce qui est relativement important pour la faible gamme de mesure associée.

Que ce soit par une appréciation graphique ou numérique (tableau V-6), force est de constater que la reproductibilité de la simulation des mesures observées n'est pas optimale.

Critère	Désherbé Profondeur (cm)				Enherbée 1/2 Profondeur (cm)			
	30	60	90	120	30	60	90	120
Médiane des écarts (%vol)	-2.93	-1.00	-0.59	-1.76	0.26	-0.58	-0.54	-2.10
Médiane des écarts relatifs	8%	8%	11%	8%	6%	7%	8%	11%
Max des écarts ME (%vol)	13	14	10	20	11	13	15	13
RMSE écart quadratique	4.2	3.2	3.2	4.0	2.8	3.8	4.2	4.4
Critère de Nash EF	-1.04	-0.56	-1.55	-0.41	-0.13	-0.97	-0.74	-0.31

Tableau V-6 : Valeurs calculées des critères de comparaison entre valeurs simulées et mesurées retenus en parcelles désherbée et enherbée 1/2.

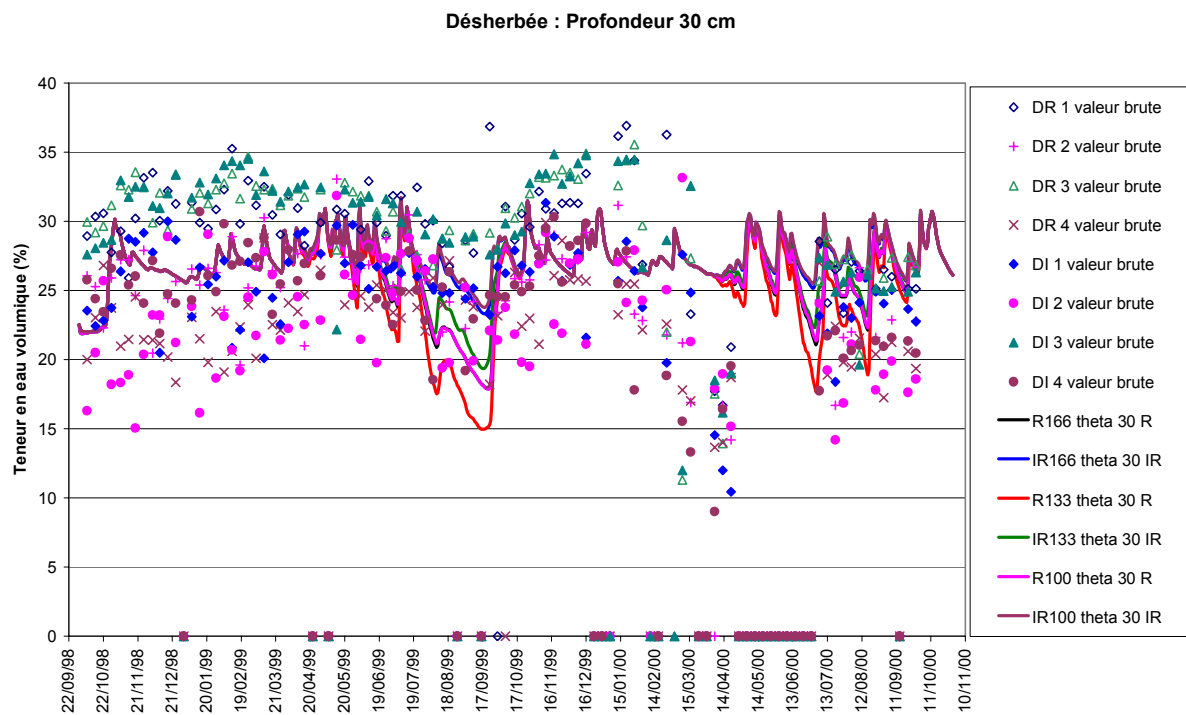


Figure V-7 : Evolution des teneurs en eau simulées et observées sous le rang et dans l'inter-rang, à 30 et 60 cm de profondeur en parcelle dés herbée (Rouffach, France) entre le 01/10/1998 et le 30/10/2000. D : Dés herbée, R : sous le Rang, IR : sous l'Inter-Rang, 1 à 4 : station de mesure, 100, 133, 166 : position par rapport au pied de vigne. Les points à valeur nulle correspondent à des absences de mesure.

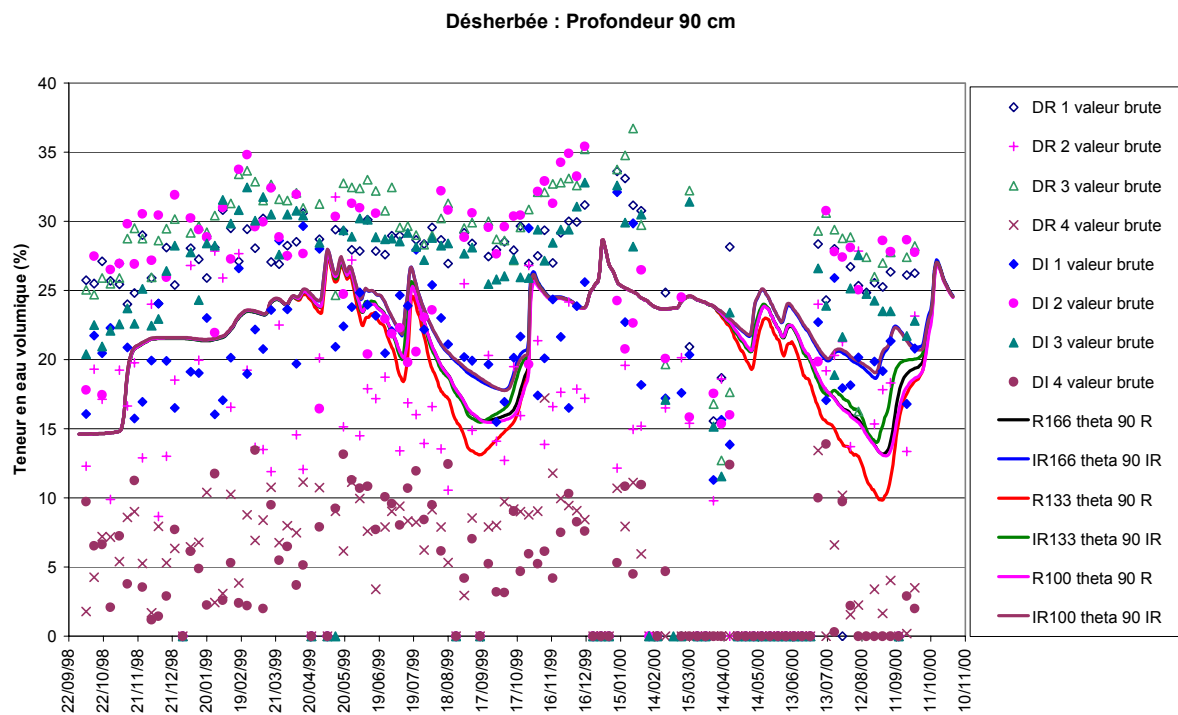


Figure V-8 : Evolution des teneurs en eau simulées et observées sous le rang et dans l'inter-rang, à 90 et 120 cm de profondeur en parcelle dés herbée (Rouffach, France) entre le 01/10/1998 et le 30/10/2000. D : Dés herbée, R : sous le Rang, IR : sous l'Inter-Rang, 1 à 4 : station de mesure, 100, 133, 166 : position par rapport au pied de vigne. Les points à valeur nulle correspondent à des absences de mesure.

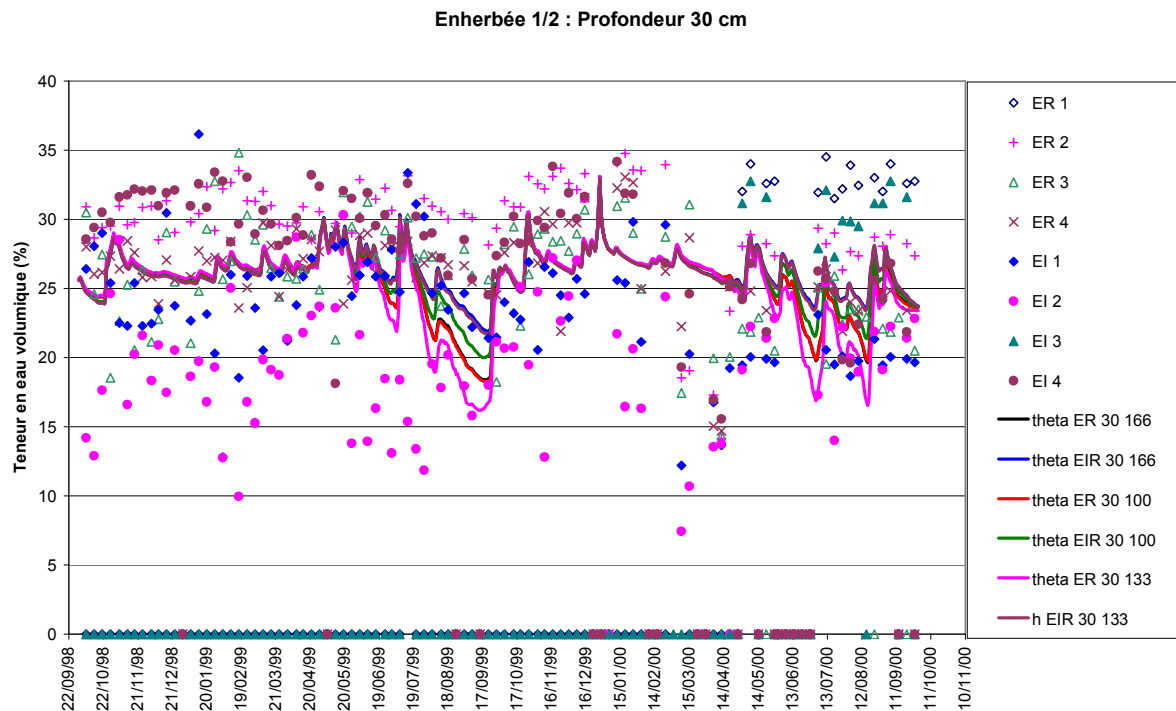


Figure V-9 : Evolution des teneurs en eau simulées et observées sous le rang et dans l'inter-rang, à 30 et 60 cm de profondeur en parcelle enherbée 1/2 (Rouffach, France) entre le 01/10/1998 et le 30/10/2000. E : Enherbée, R : sous le Rang, IR : sous l'Inter-Rang, 1 à 4 : station de mesure, 100, 133, 166 : position par rapport au pied de vigne. Les points à valeur nulle correspondent à des absences de mesure.

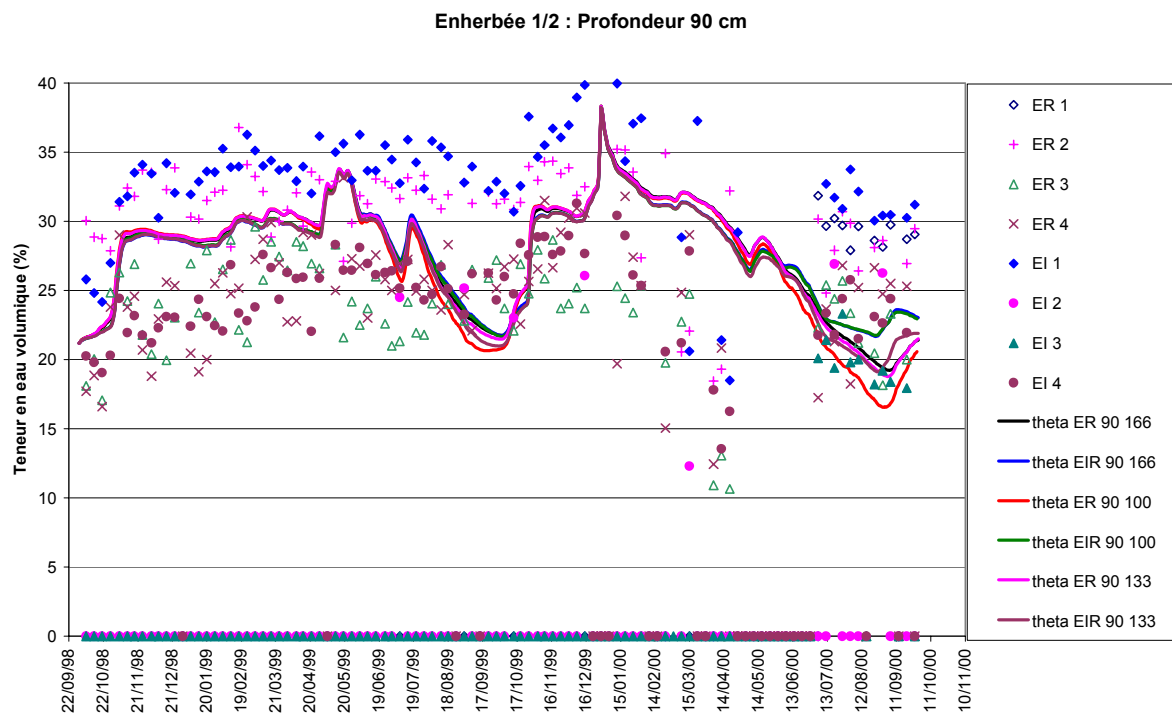


Figure V-10 : Evolution des teneurs en eau simulées et observées sous le rang et dans l'inter-rang, à 90 et 120 cm de profondeur en parcelle enherbée 1/2 (Rouffach, France) entre le 01/10/1998 et le 30/10/2000. E : Enherbée, R : sous le Rang, IR : sous l'Inter-Rang, 1 à 4 : station de mesure, 100, 133, 166 : position par rapport au pied de vigne. Les points à valeur nulle correspondent à des absences de mesure.

V.5.3. La concentration

La grande variabilité des mesures ne permet pas de comparer aisément les résultats.

En s'attachant à comparer les tendances, nous constatons une bonne reproductibilité des décroissances pour les différentes profondeurs. Les simulations reproduisent la progression du soluté avec un déphasage dans le temps selon les différentes couches. Ceci nous amènerait tout de même à penser à un phénomène de lessivage de stock de nitrate initial.

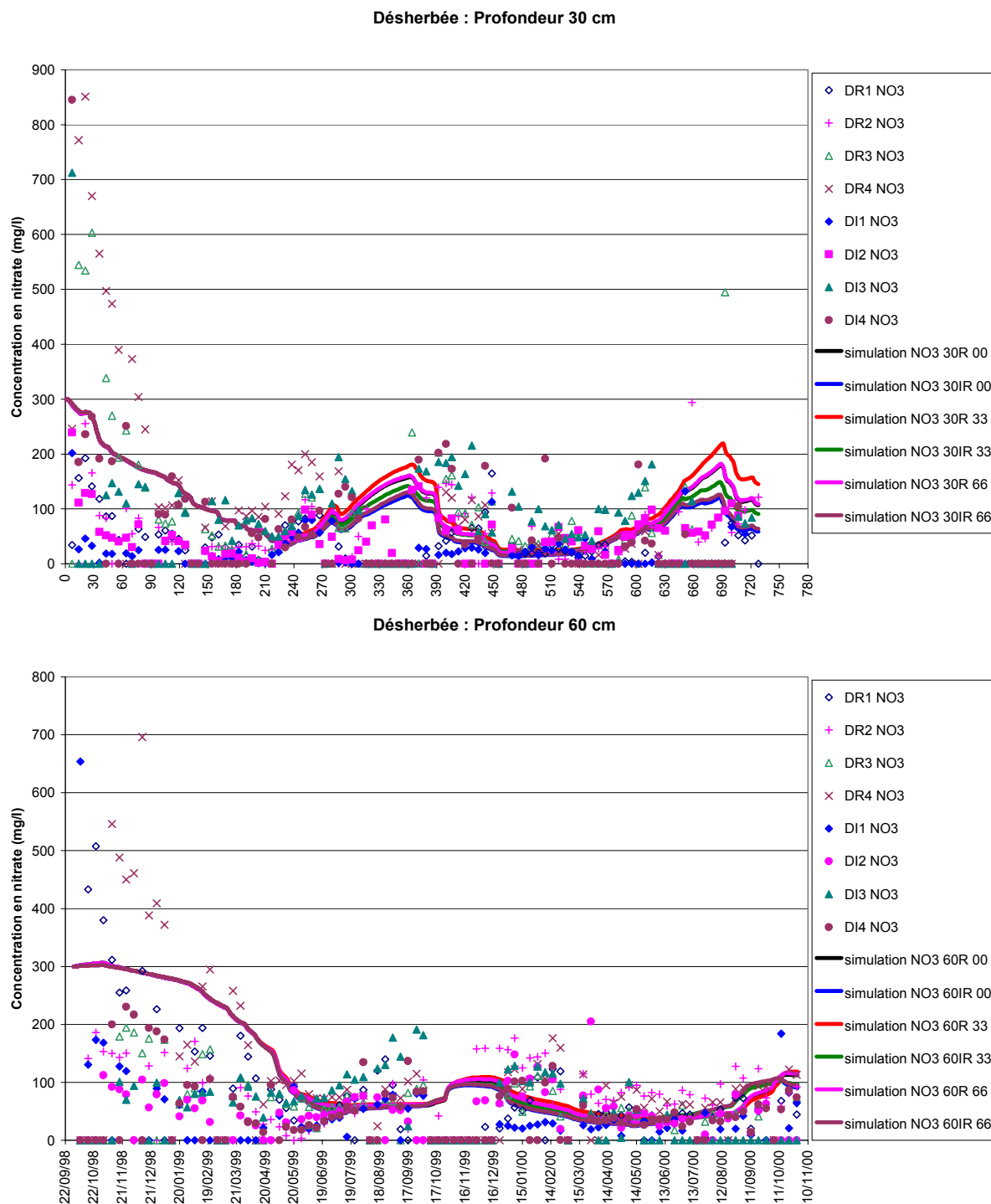


Figure V-11 : Evolution des concentrations simulées et observées à 30 et 60 cm de profondeur en parcelle dés herbée (Rouffach, France) entre le 01/10/1998 et le 30/10/2000. D : Dés herbée, R : sous le Rang, IR : sous l'Inter-Rang, 1 à 4 : station de mesure, 100, 133, 166 : position par rapport au pied de vigne. Les points à valeur nulle correspondent à des absences de mesure.

Rappelons que la minéralisation et la dénitrification sont actives dans la seule première couche de sol de 30 cm en surface. En dessous de cette zone, seuls les phénomènes de transport et d'absorption par la plante sont majoritaires.

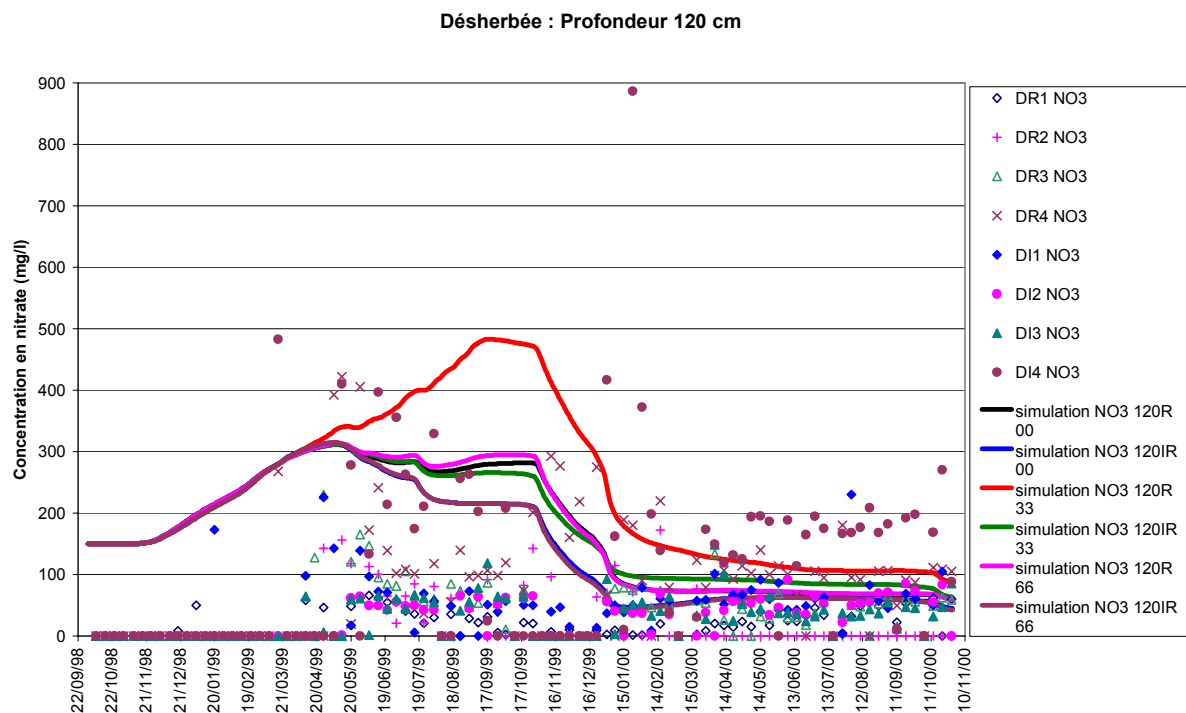
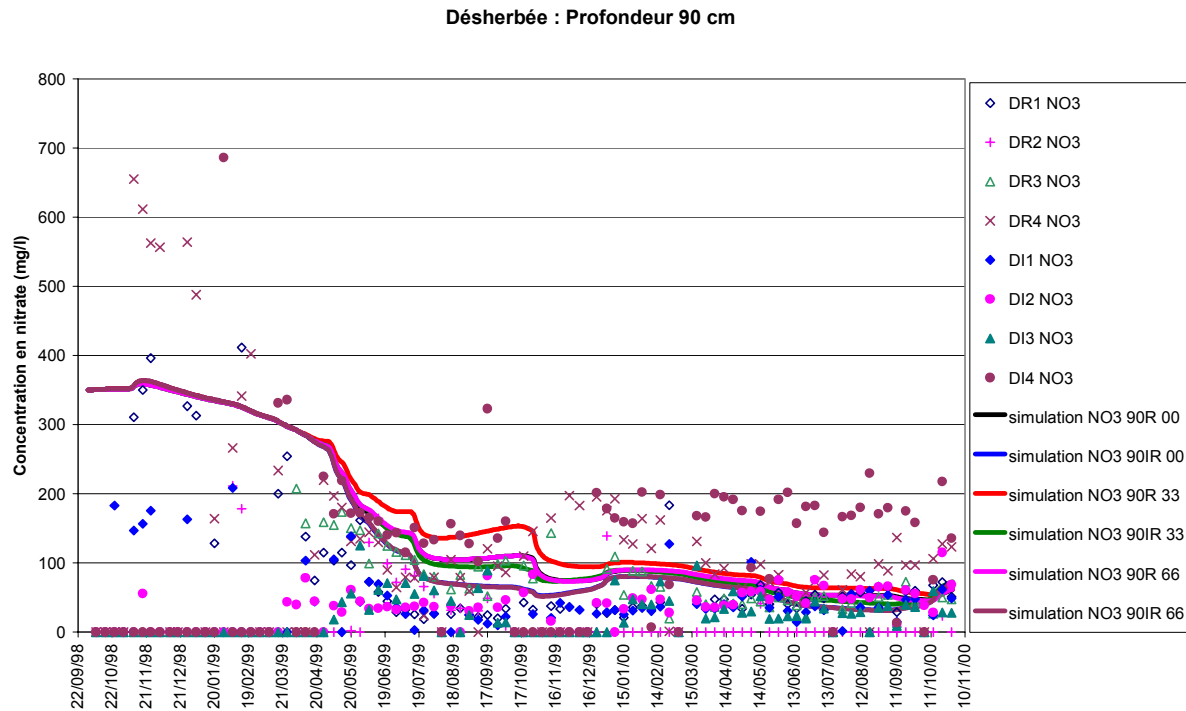


Figure V-12 : Evolution des concentrations simulées et observées à 90 et 120 cm de profondeur en parcelle désherbée (Rouffach, France) entre le 01/10/1998 et le 30/10/2000. D : Désherbée, R : sous le Rang, IR : sous l'Inter-Rang, 1 à 4 : station de mesure, 100, 133, 166 : position par rapport au pied de vigne. Les points à valeur nulle correspondent à des absences de mesure.

En parcelle désherbée (figures V-11 et V-12), nous pouvons scinder la courbe en deux parties. Cette séparation est très marquée dans les couches de surface :

- la première qui correspond à un lessivage de stock (d'octobre 1998 à mai 1999),
- puis la seconde qui représente les variations saisonnières dues aux activités biologiques (de juin 1999 à octobre 2000).

Généralement les phénomènes de transport (première partie) reproduisent les mesures, à toutes les profondeurs. Le passage de fortes concentrations en début de période de simulations (300 mg/l en moyenne) à une concentration oscillant autour de 100 mg/l est bien retranscrit par la simulation.

Les activités biologiques (minéralisation et dénitrification), sensibles aux données climatiques, restreintes volontairement aux premières couches de sol produisent une variabilité saisonnière qui se superposent avec les concentrations mesurées. Les évolutions (augmentation et réduction) sont centrées sur la période estivale. En revanche pendant la période hivernale (défavorables aux transformations azotées) les concentrations simulées sont inférieures à celles mesurées (30 mg/l simulées contre 100 mg/l mesurées).

En parcelle enherbée un rang sur deux (figures V-13 et V-14), la gamme de mesure des concentrations est plus réduite qu'en parcelle désherbée puisqu'aucun lessivage de stock initial n'est constaté. Dans les couches de surface (30 et 60 cm), les pics de concentration interviennent de façon conforme pendant la période d'activité biologique. Cependant nous notons que quantitativement, les concentrations pour les pics sont nettement supérieures aux concentrations mesurées (pic mesuré à 125 mg/l et simulé à 300 mg/l au 12/08/2000). A la profondeur de 60 cm, le pic est sous estimé par la simulation (pic mesuré à 200 mg/l et simulé à 130 mg/l au 25/11/1999).

Néanmoins, pendant la période hivernale, propice au lessivage, les concentrations simulées (inférieures à 50 mg/l) sont conformes aux concentrations mesurées.

Pour les couches plus profondes (90 et 120 cm) dans les deux parcelles, les évolutions globales sont correctes. Cependant, de façon plus marquée en parcelle enherbée un rang sur deux, aucune évolution à l'augmentation ou à la diminution n'est constatée, autre que les phénomènes de transports.

La simulation telle qu'elle a été choisie ne prend pas en compte d'évolution saisonnière, alors que les mesures montrent une variation saisonnière. L'hypothèse d'absence d'activité biologique à ces profondeurs (et donc seuls le transport et l'absorption racinaire sont actifs) est a posteriori trop forte. Des mesures complémentaires afin de déterminer les potentiels biologiques seraient nécessaires. Cette amélioration de la modélisation exigerait aussi d'introduire un module complet de transfert thermique dans les schémas numériques.

Devant la forte différence dans la reproductibilité des pics de concentration en parcelle enherbée un rang sur deux, nous avons décidé d'optimiser le seul paramètre de la minéralisation. L'objectif de cette optimisation est de reproduire les concentrations les plus proches des mesures, oscillant entre 0 et 150 mg/l et ainsi de quantifier par rétroaction l'absorption azotée passive par la vigne (l'absorption active n'est pas prise en compte) induite par une telle concentration. Le coefficient de minéralisation prend alors la valeur de 0.00015 mgNO₃/l/j soit moins de 50% du

coefficient d'origine. Les résultats de cette optimisation sont présentés à la figure V-15.

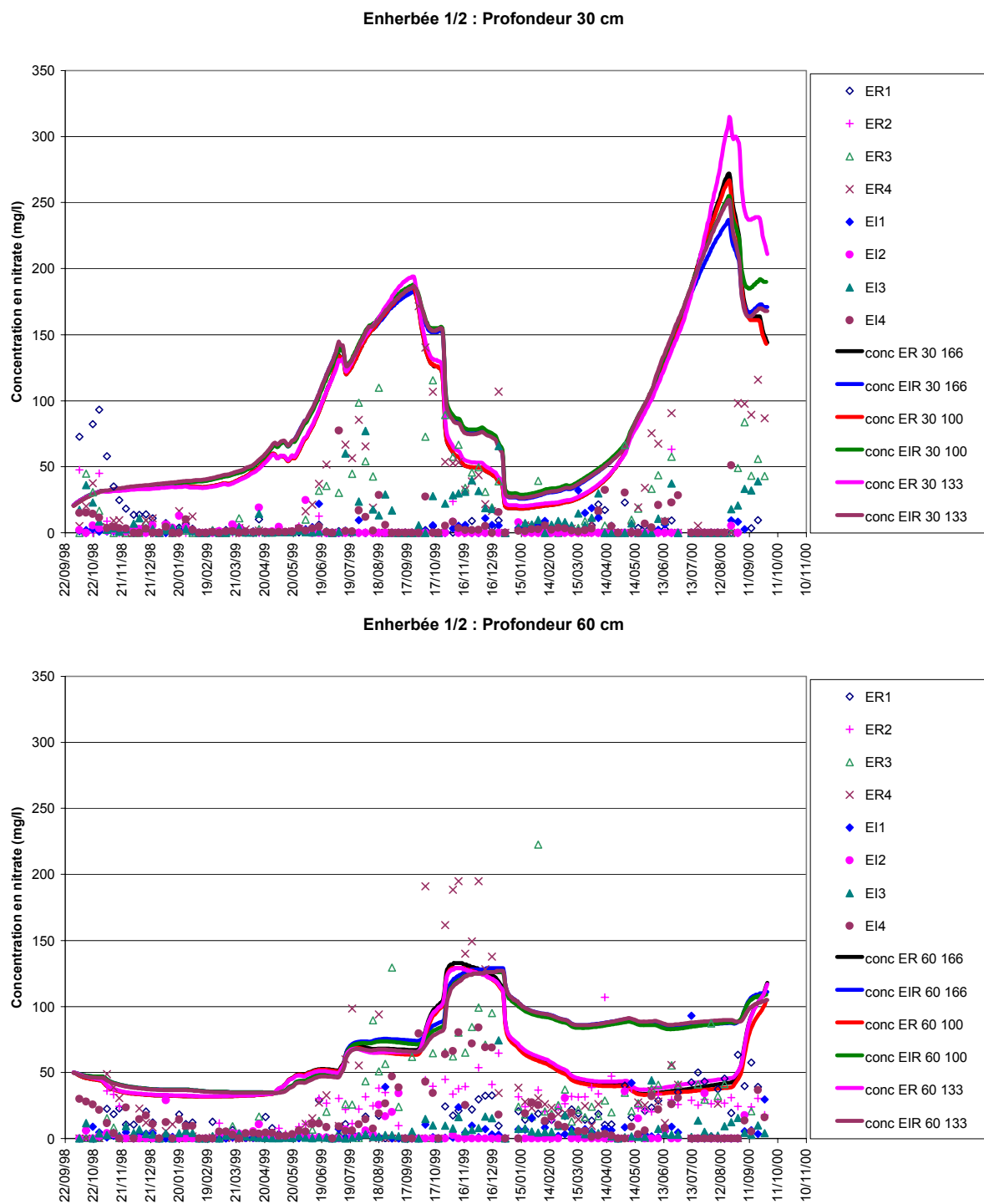
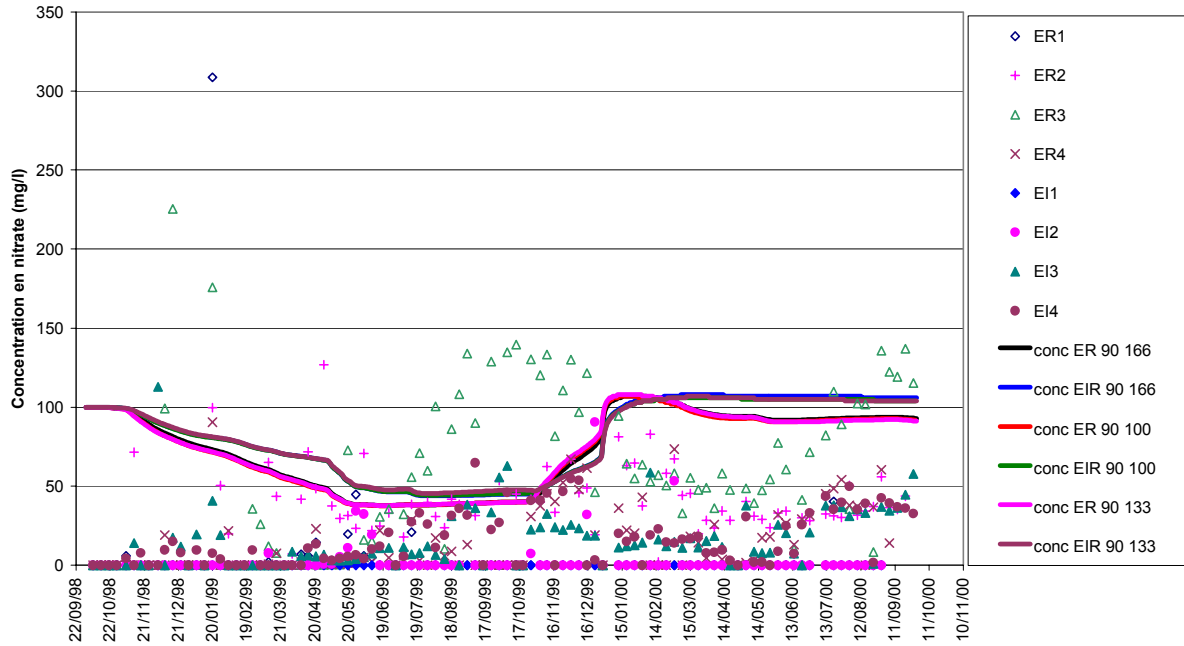


Figure V-13 : Evolution des concentrations simulées (avant modification du coefficient de minéralisation) et observées à 30 et 60 cm de profondeur en parcelle enherbée 1/2 (Rouffach, France) entre le 01/10/1998 et le 30/10/2000. E : Enherbée, R : sous le Rang, IR : sous l'Inter-Rang, 1 à 4 : station de mesure, 100, 133, 166 : position par rapport au pied de vigne. Les points à valeur nulle correspondent à des absences de mesure.

Enherbée 1/2 : Profondeur 90 cm



Enherbée 1/2 : Profondeur 120 cm

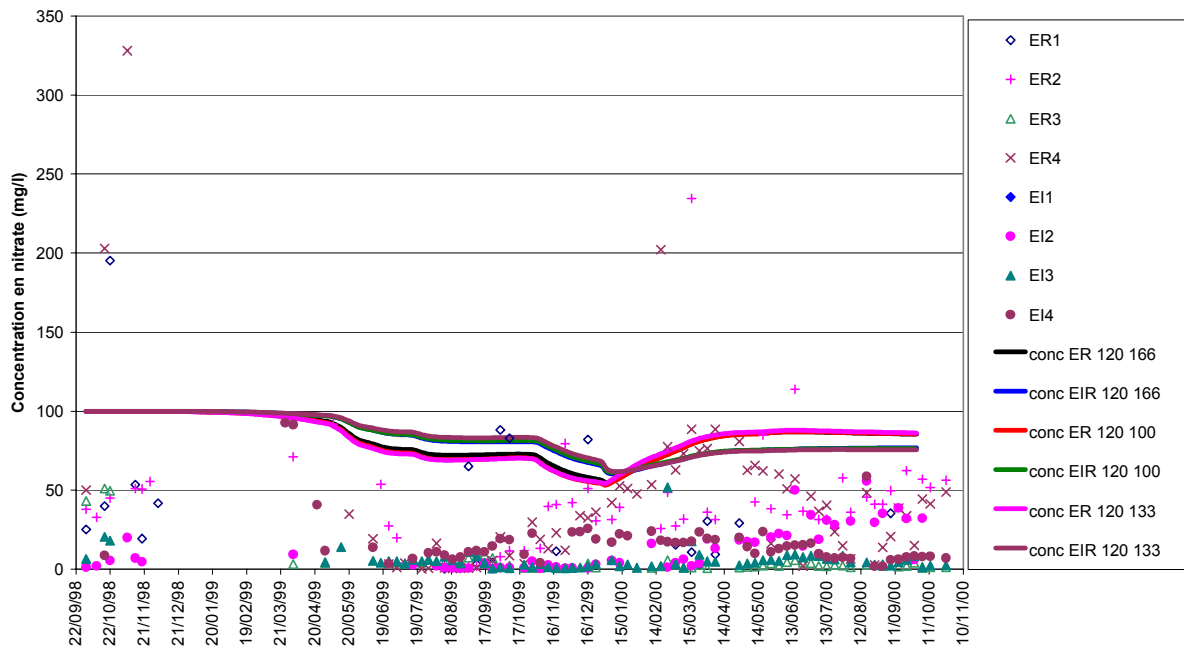
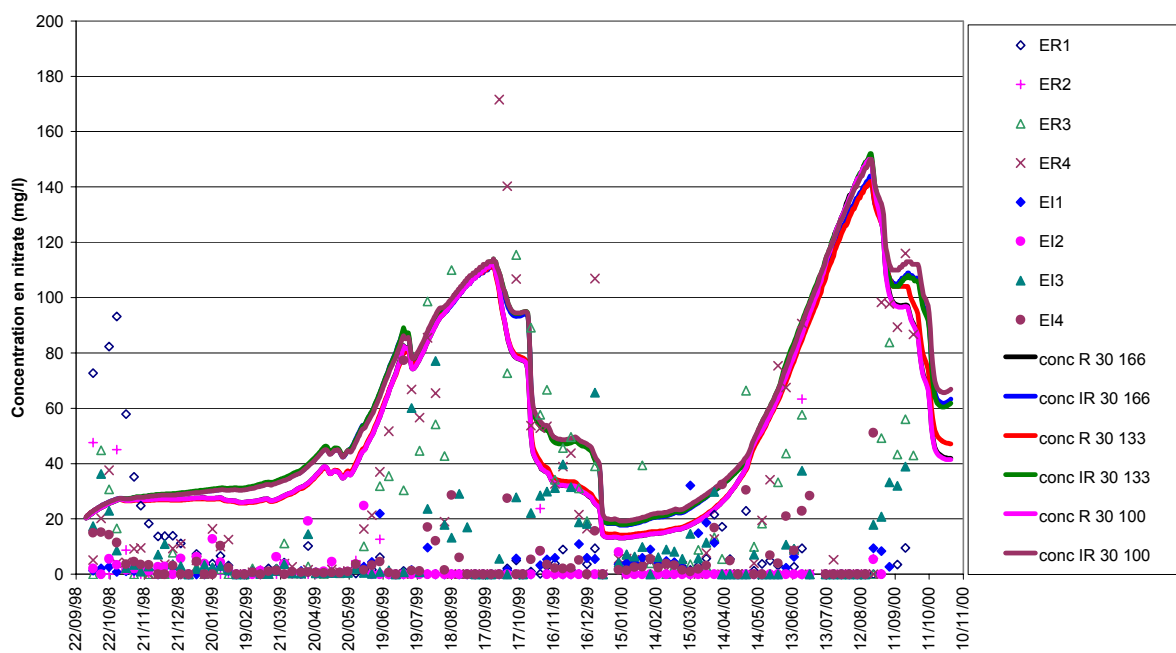


Figure V-14 : Evolution des concentrations simulées (avant modification du coefficient de minéralisation) et observées à 90 et 120 cm de profondeur en parcelle enherbée 1/2 (Rouffach, France) entre le 01/10/1998 et le 30/10/2000. E : Enherbée, R : sous le Rang, IR : sous l'Inter-Rang, 1 à 4 : station de mesure, 100, 133, 166 : position par rapport au pied de vigne. Les points à valeur nulle correspondent à des absences de mesure.

Parcelle Enherbée 1/2 optimisée : Profondeur 30 cm



Parcelle Enherbée 1/2 optimisée : Profondeur 60 cm

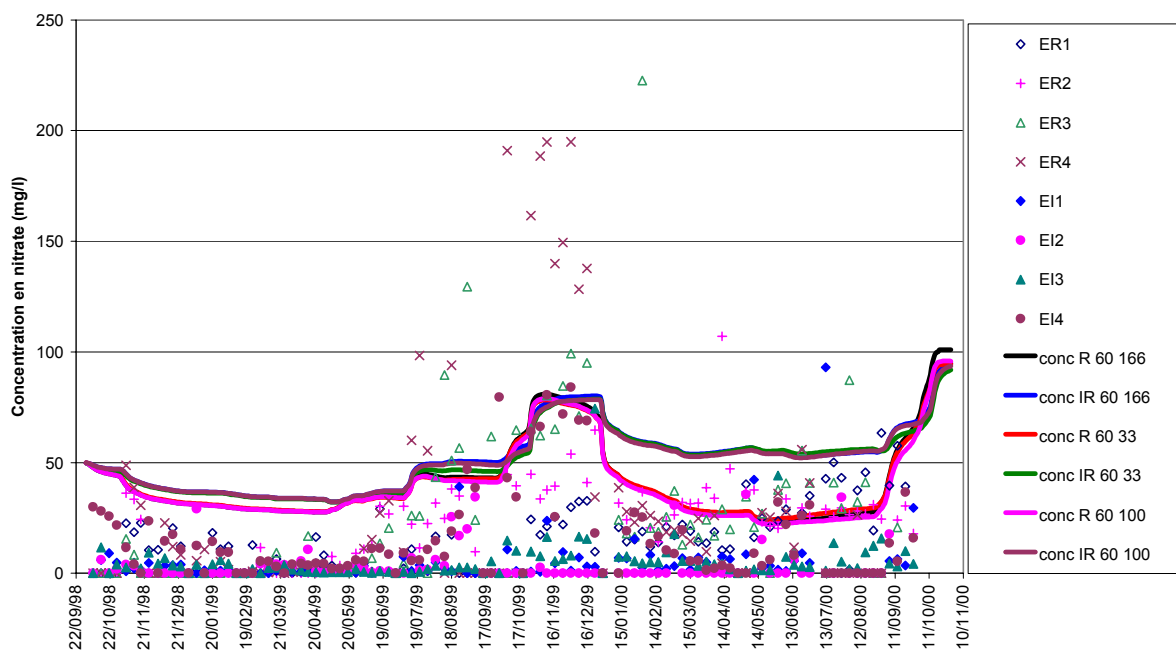


Figure V-15 : Evolution des concentrations simulées (après modification du coefficient de minéralisation) et observées à 30 et 60 cm de profondeur en parcelle enherbée 1/2 (Rouffach, France) entre le 01/10/1998 et le 30/10/2000. E : Enherbée, R : sous le Rang, IR : sous l'Inter-Rang, 1 à 4 : station de mesure, 100, 133, 166 : position par rapport au pied de vigne. Les points à valeur nulle correspondent à des absences de mesure.

V.5.4. Les bilans

Nous distinguons deux bilans : un calcul de bilan propre au modèle qui gère les entrées-sorties, par pas de temps simulés, et un calcul de bilan de type classique annuel basé sur les grandeurs eau et nitrate.

Le code de calcul permet d'obtenir un résumé des bilans sur les variables eau et soluté aux pas de temps désirés. Sur la trentaine de bilans calculés, l'erreur de bilan due à l'approximation numérique n'excède pas 5%, ce qui est très satisfaisant. En revanche, la précision des résultats est supérieure. En utilisant les calculs des critères de comparaison des tableaux (V-4, V-5 et V-6), la médianes des différences entre valeurs simulées et valeurs observées avoisinent généralement 50% (entre 23 et 73%). Nous ne pouvons donc pas réduire notre précision à moins de 50%.

Dans un registre plus agronomique (tableaux V-7 et V-8), le calcul des bilans annuels hydriques et azotés aboutit à une erreur de bilan inférieur à 8% sur l'année, pour la variable hydrique et inférieur à 33% pour la variable azote. Nous notons un excellent résultat pour la parcelle désherbée avec une erreur de 2.1% et 3.7% pour l'eau et l'azote nitrique. Les écarts plus importants en parcelle un rang sur deux et tous les rangs, proviennent du mode de calcul des prélèvements hydriques et azotés du couvert herbeux dont la maîtrise est plus délicate. Pour les mêmes raisons que précédemment, la précision des simulations ne doit pas excéder 50%

en mm	période du 01/10/1998 au 30/09/1999, pour un cumul de pluie de 698.2			période du 01/10/1999 au 30/09/2000, pour un cumul de pluie de 705.8		
	Desherbée	Enherbée un rang sur deux	Extrapolation : Enherbée tous les rangs	Desherbée	Enherbée un rang sur deux	Extrapolation : Enherbée tous les rangs
(Pluie-Evap sol)Pot	539.8	578.8	618.3	563.6	598.6	633.7
(Pluie-Evap sol)Réel	535.2	557	590.1	540.2	548.2	609.7
Ruissellement ou refus d'infiltration déduit	4.6	31.8	28.2	23.4	50.4	24
ETP totale (vigne + herbe)	345.2	473.4	601.6	355.1	494.1	632.9
ETR	321.4	455.6	572.6	338.8	434.5	563.5
Tpvigne	345.2	345.2	345.2	355.1	355.1	355.1
Trvigne	321.4	338	336.2	355.1	315.9	311.8
Tpherbe	0	128.2	256.4	0	139	277.8
Trherbe	0	117.5	236.2	0	118.53	251.7
Variations de stock du profil	45	0.9	-13.1	-44	-40.1	-41.2
Drainage naturel simulée	176.3	66.7	49.2	257.6	154.36	142.3
<i>Drainage naturel mesurée calculée</i>	<i>182</i>	<i>110.9</i>		<i>180.4</i>	<i>146</i>	
Erreur sur le bilan hydrique simulé	1.4%	-4.3%	2.9%	2.1%	-0.1%	8.0%
Précisions moyennes estimées	50%	50%	50%	50%	50%	50%

Tableau V-7 : Résultats des bilans hydriques obtenus à partir des simulations pour les parcelles désherbée, enherbée 1/2 et par extrapolation enherbée tous les rangs, pour les périodes octobre 1998/1999 et octobre 1999/2000, à Rouffach (France). En italique figure pour rappel le drainage obtenu à partir de mesures et calculs.

Nous pouvons comparer les calculs de bilan obtenus au Chapitre IV et ceux obtenus par la simulation. La pluie et l'évapotranspiration réelle étant des variables d'entrée, il est normal que les résultats concordent et ils ne sont donnés qu'à titre indicatif. Nous vérifions que la variable cumulée d'entrée d'évapotranspiration réelle est satisfaite à

95% en volume en parcelles désherbée et enherbée (rapport de l'évapotranspiration réelle en entrée avec l'évapotranspiration effective en sortie). Rappelons que l'évapotranspiration de l'herbe est réelle, en tenant compte des hauteurs et du taux de couverture de l'herbe. La prise en compte dans le modèle de la deuxième absorption hydrique est efficace et permet de reproduire l'absorption de l'herbe.

A ce stade nous pouvons aussi discuter des stress hydriques de la vigne et du couvert herbacé. La demande transpirative de la vigne est satisfaite à 93 et 100% pour la parcelle désherbée, et 97 et 88% pour les deux parcelles enherbées (un rang sur deux et tous les rangs). Il en est de même pour le couvert herbacé, les coefficients de satisfaction qui correspondent au rapport de la transpiration potentielle sur la transpiration réelle sont supérieurs à 84%.

Le ruissellement, qui correspond dans le modèle au refus d'infiltration, ne coïncide pas avec les mesures de terrain. Nous ne pouvons d'ailleurs pas comparer les deux valeurs puisqu'elles ne définissent pas la même entité. Cependant rappelons que le ruissellement majoritaire généré en parcelle enherbée est un ruissellement caractérisé par une faible lame d'eau écoulée, qui peut être associé au ruissellement par refus d'infiltration calculé par le modèle. Dans ce cas, l'intensité de la pluie qui n'est pas pris en compte dans le modèle au pas de temps journalier, n'intervient pas.

La grandeur recherchée est la quantité d'eau drainée sous parcelle désherbée et sous parcelle enherbée un rang sur deux. Elle vaut respectivement 176 (± 88) et 257 (± 128) mm pour la parcelle désherbée, 67 (± 33) et 154 (± 77) mm pour la parcelle enherbée un rang sur deux et 49 (± 25) et 142 (± 71) mm pour la parcelle enherbée tous les rangs (obtenu par extrapolation), pour les saisons 1998/1999 et 1999/2000. En comparant avec les calculs issus des mesures du Chapitre IV, nous avons une bonne reproduction des volumes simulés avec les mesures (176 pour 182 mm et 257 pour 180 mm en parcelle désherbée, ainsi que 66 pour 110 mm et 154 pour 146 mm en parcelle enherbée un rang sur deux), tout en gardant à l'esprit que nous n'avons aucun moyen de valider effectivement les valeurs et que la précision n'excède pas 50%).

Pour la variable azotée, soulignons que seule la forme nitrique de l'azote a été simulée et que le prélèvement azoté n'est la résultante que du mode passif.

La minéralisation globale représente le double de celle déterminée par la bibliographie au Chapitre II. Cependant que ce soit pour la minéralisation ou la dénitrification l'ordre de grandeur est respecté. Par rapport à la demande simulée par STICS (Chapitre IV), l'absorption azotée par la vigne est complète en parcelle désherbée les deux années de suivi. Elle est insatisfaite en parcelles enherbées (tous les rang et un rang sur deux) la première année, et satisfaite la deuxième année en raison d'une forte minéralisation simulée.

L'optimisation du coefficient de minéralisation dans le but d'approcher les concentrations mesurées sous parcelle enherbée un rang sur deux, conduit une absorption azotée très inférieure à la demande (40 et 37 kgN/ha/an contre 73 et 51 kgN/ha/an). Ceci souligne que la quantité d'azote en parcelle enherbée est probablement faible. C'est à ce niveau que les phénomènes d'absorption actifs ont leur importance pour combler les éventuels déficits. Rappelons qu'au dire d'expert la vigne de la parcelle enherbée un rang sur deux n'a pas subi de stress azoté.

en kgN/ha	période du 01/10/1998 au 30/09/1999				période du 01/10/1999 au 30/09/2000			
	Dés herbée	Enherbée un rang sur deux		Extrapolation : Enherbée tous les rangs	Dés herbée	Enherbée un rang sur deux		Extrapolation : Enherbée tous les rangs
		av	ap			av	ap	
Minéralisation	115.37	113.22	56.5	113.22	119.23	113.22	56.29	111.1
Dénitrification	26.85	3.07	1.71	2.88	18.86	1.4	0.75	1.54
Apport atmosphérique	6.34	5.86	5.93	6.77	6.22	5.76	5.76	6.92
Absorption vigne simulée	80.05	60.95	40.42	59.04	60.95	62.43	37.46	58.6
Absorption vigne STICS	72.89	72.89	72.89	72.89	51.35	51.35	51.35	51.35
Absorption herbe	0	30.9	26.66	60.1	0	34.07	27.93	67.72
Variations de stock du profil	-50.79	27.3	-12	22.2	-90.7	14.81	-22	-1.3
Lessivage simulé	62.4	15.05	15.05	11.11	141	33.42	33.42	31.4
<i>Lessivage mesuré et calculé</i>	<i>37.6</i>	<i>4.4</i>			<i>34.8</i>	<i>10.2</i>		
Erreur sur le bilan azoté simulé en kgN/ha et en %	3.2	-18.2	-9.4	-35.3	-4.7	-27.2	-15.5	-39.9
	2.6%	-15.3%	-15.1%	-29.5%	-3.7%	-22.8%	-25.0%	-33.8%

Tableau V-8 : Résultats des bilans azotés obtenus à partir des simulations pour les parcelles dés herbée, enherbée 1/2 et par extrapolation enherbée tous les rangs, pour les périodes octobre 1998/1999 et octobre 1999/2000, à Rouffach (France). En italique figure pour rappel le drainage obtenu à partir des mesures et calculs. av et ap signifient avant et après optimisation du coefficient de minéralisation.

Le couvert herbacé joue bien de son rôle de consommateur d'azote nitrique. Cependant nous n'avons aucun moyen de valider les quantités prélevées obtenues de l'ordre de 30 et 60 kgN/ha/an selon l'enherbement de la parcelle (un rang sur deux ou tous les rangs). Soulignons, de plus, qu'en parcelle dés herbée, l'absorption des adventices a été volontairement négligée, générant une imprécision supplémentaire sur le calcul des bilans.

Pour la détermination du lessivage de nitrate, en parcelle enherbée un rang sur deux, les valeurs simulées sont supérieures aux valeurs issues des mesures, mais respectent l'ordre de grandeur ainsi que l'évolution (15 (± 7) kgN/ha/an simulé contre 4 mesuré et 33 (± 16) kgN/ha/an simulé contre 10 mesuré). En parcelle dés herbée, nous obtenons par simulation, plus du double de la quantité trouvée par mesure (62 (± 31) kgN/ha/an simulé contre 37 mesuré et 141 (± 70) kgN/ha/an simulé contre 35 mesuré). Cette différence est particulièrement marquée la deuxième année de suivi. Dans ce cas le lessivage est probablement surestimé. Soulignons que l'optimisation du coefficient de minéralisation n'a pas eu d'incidence sur la quantité d'azote nitrique lessivé.

Les graphiques des cumuls et les évolutions des stocks sont disponibles en annexe 7.

V.6. Discussion

V.6.1. sur la modélisation

Du point de vue des objectifs de l'utilisation d'un modèle, nous pouvons être satisfait de la bonne reproductibilité globale des observations, en soulignant l'absence de

calage préalable du modèle. Le deuxième prélèvement hydrique de l'herbe intégré au sein du modèle répond aux attentes.

Nous avons rencontré pour sa mise en route les problèmes classiques de résolution, notamment des problèmes de convergence lors d'apport d'eau conséquent suite à une période sèche. Ceci génère des gradients élevés, et provoque la divergence du calcul. Pour pallier cette gêne, nous avons fractionner les apports.

Soulignons que nous avons obtenu sensiblement les mêmes résultats avec la version bidimensionnelle du code (HYDRUS_2D) pour la parcelle désherbée dans un plan de coupe au droit du pied de vigne. Ceci soulève l'interrogation, dans le cas d'une géométrie simple comme la notre, de l'intérêt d'utiliser un modèle tridimensionnel. La répétition de trois simulations couvrant les trois cas recensés (sous le rang, à trente centimètres en amont et en aval) suffirait à reproduire les observations.

Une autre difficulté non seulement liée à l'emploi d'un modèle tridimensionnel mais aussi bidimensionnel est la description et la génération d'un domaine s'approchant au mieux de la réalité. Il est illusoire d'atteindre de façon déterministe une transcription fidèle de la réalité mais il peut être envisagé de générer un domaine à partir d'une distribution stochastique autour d'une valeur moyenne, accessible par mesure, des paramètres liés à la dynamique de l'eau dans le sol.

Ceci permettrait de s'affranchir de faire l'hypothèse, dans notre cas fautive, de la répétition d'une même distribution racinaire sur tout un transect. Les forts écarts de succion entre les valeurs observées et variables simulées peuvent s'expliquer par une distribution erronée de l'architecture racinaire.

Nous pouvons non seulement remettre en cause la distribution racinaire (entre trente et soixante centimètres) mais aussi la fonction de prélèvement racinaire basée sur l'approche de Feddes. Nous avons rencontré les problèmes classiques de l'absorption hydrique posés par l'utilisation de la formulation de Feddes *et al.* (1976).

Les coefficients α_{rac} sont constants dans le temps, et uniformes au long du profil. La fonction ne dépend que de la succion et non de la disponibilité de l'eau dans le profil. Nous déplorons une absence de compensation entre une zone à fortes teneurs en eau et une zone à faibles teneurs en eau, comme le ferait une plante dans des conditions naturelles. Nous pourrions par exemple utiliser une distribution de densité racinaire variant en fonction du temps selon les conditions hydriques du sol, sans aller jusqu'à modéliser la vie des racines.

Au niveau de la teneur en eau, les forts écarts mesurés peuvent être expliqués par quatre raisons majeures : l'erreur de mesure systématique par l'emploi de la sonde TDR, par la forte variabilité spatiale de la teneur en eau dans un sol (erreur aléatoire), par la non prise en compte de l'hystérésis et enfin par la fonctionnelle utilisée dans la résolution numérique. La courbe de rétention de Van Genuchten (1980) n'est peut être pas la formulation la mieux adaptée dans notre cas, nous pourrions intégrer, par exemple, la formulation de Brooks et Corey (1964) dans le code de calcul.

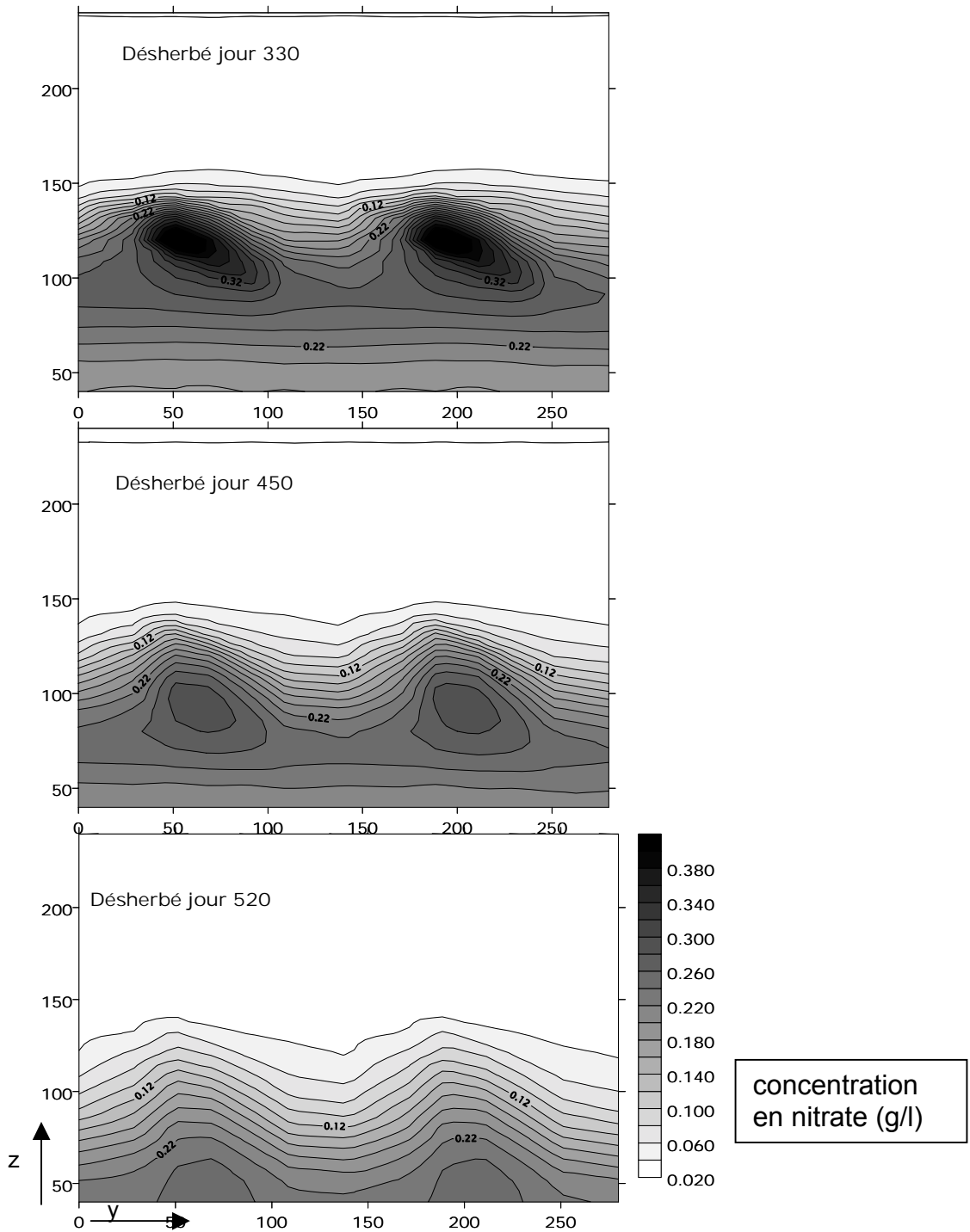


Figure V-16 : Spatialisation de la concentration simulée en nitrate (g/l) sur un transect rang/inter-rang, en parcelle désherbée aux dates 26/08/99 (jour 300), 24/11/99 (jour 450) et 22/02/00 (jour 520).

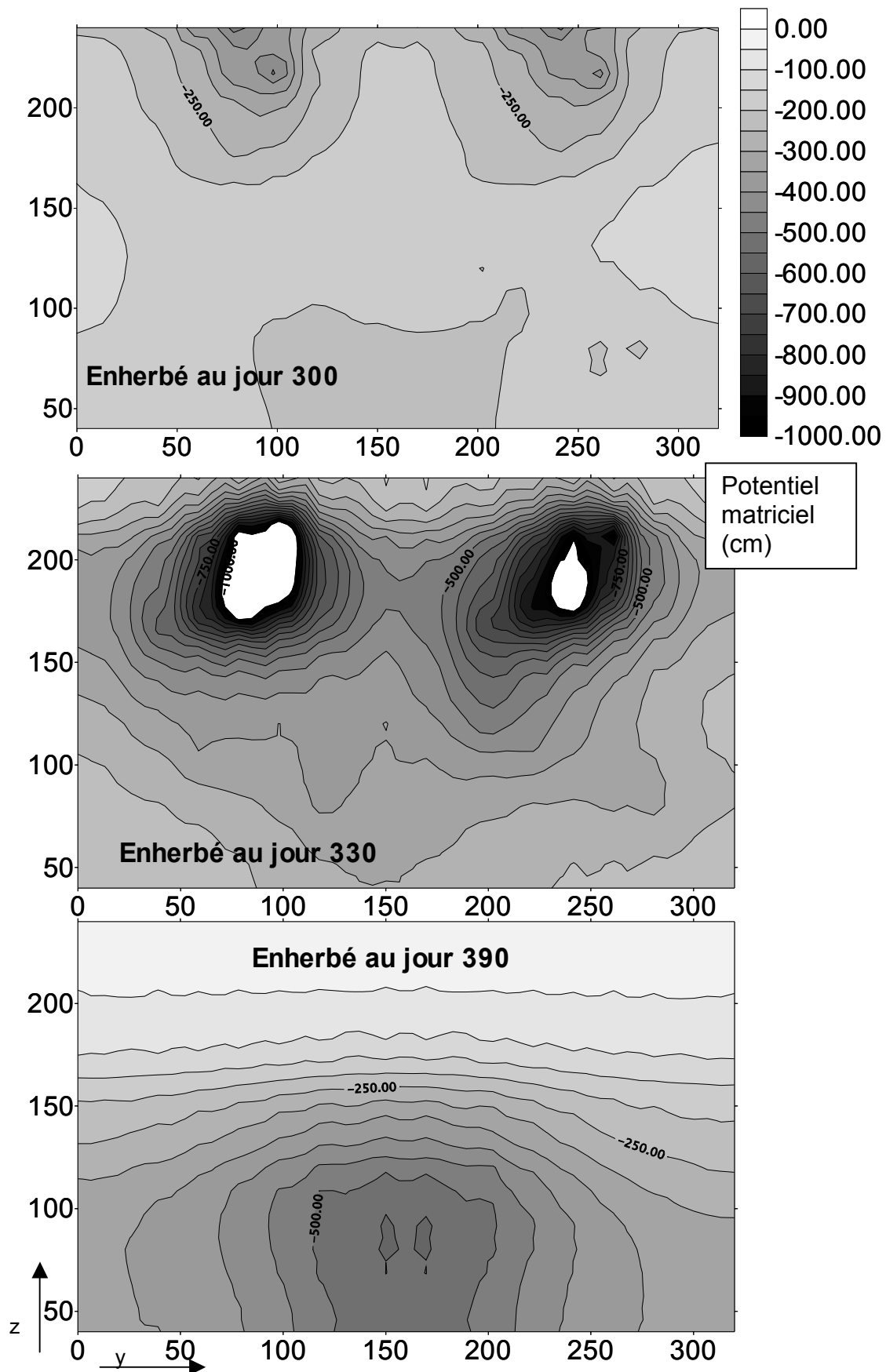


Figure V-17 : Potentiel Matriciel simulé dans un transect rang/inter-rang d'une parcelle enherbée un rang sur deux aux dates des 27/07/99 (300), 26/08/99 (330) et 25/10/99 (390).

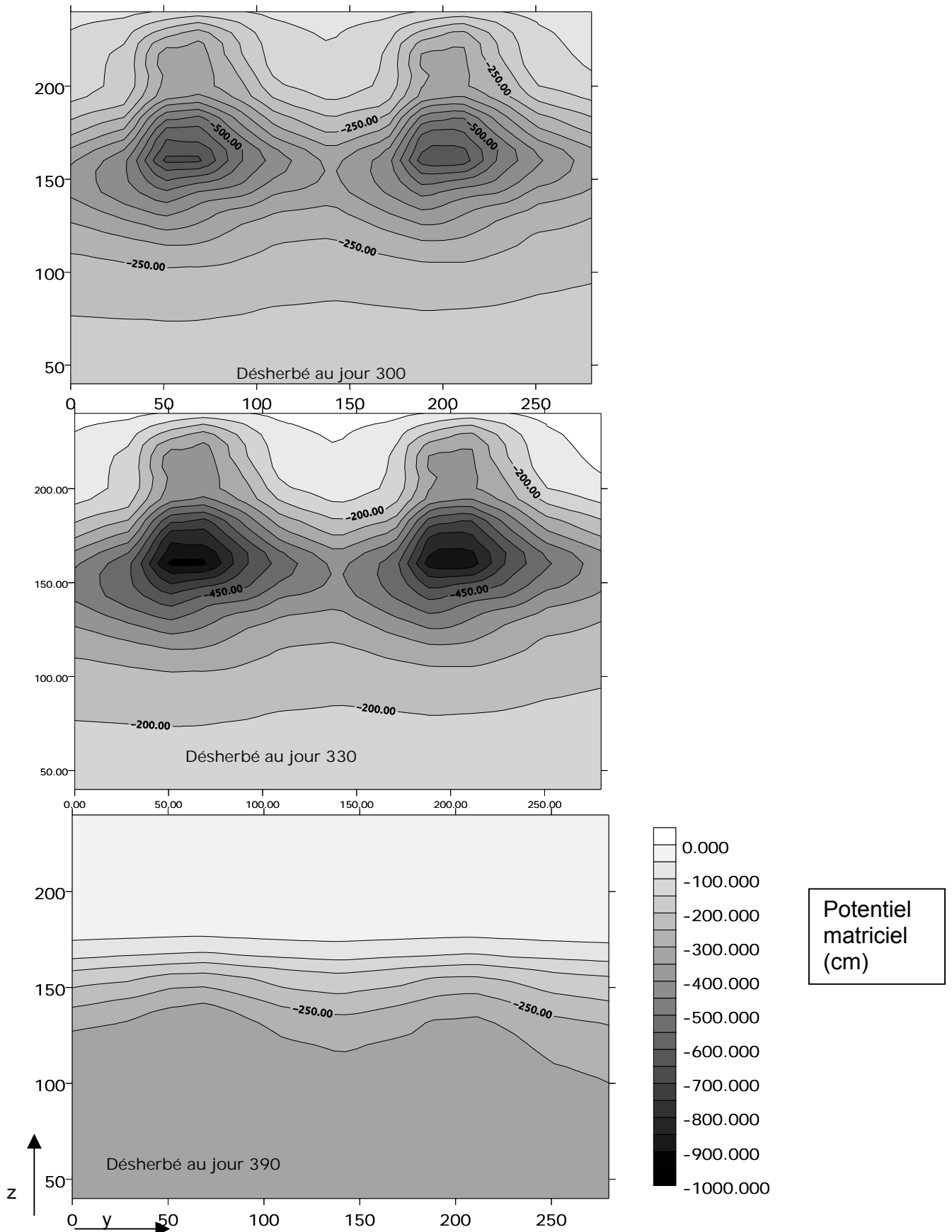


Figure V-18 :Potentiel Matriciel simulé dans un transect rang/inter-rang d'une parcelle désherbée aux dates des 27/07/99 (300), 26/08/99 (330) et 25/10/99 (390).

L'évolution des concentrations est acceptable dans son ensemble. L'insertion de la cinétique pour les transformations de l'azote est bénéfique, particulièrement en parcelle désherbée. Elle demande un ajustement pour la parcelle enherbée, afin de mieux reproduire les concentrations mesurées. Des précisions doivent ainsi être apportées sur le potentiel microbien du sol pour évaluer les coefficients de minéralisation et leur répartition spatiale dans le profil de sol. Nous confirmons la progression en profondeur d'un front de soluté, qui justifie l'emploi de la notion de lessivage de stocke initial, illustré à la figure V-16. Sur cette figure, nous mesurons la progression dans le sol des nitrates disponibles avec l'infiltration des précipitations hivernales, à différentes dates. Nous dissociions ainsi en deux parties les phénomènes de lessivage selon qu'ils sont issus d'une accumulation dans le profil d'azote nitrique ou bien de l'équilibre en azote du sol. Nous constatons alors que la présence d'herbe prévient la formation de stock d'azote potentiellement lessivables.

La modélisation permet de compléter les analyses du Chapitre IV. Les figures V-17 et V-18 présentent les transects rang/inter-rang au droit du pied de vigne (distribution racinaire maximale), selon les directions y et z. Nous pouvons mesurer l'impact des racines sur la dynamique de l'eau dans le profil.

Comme nous l'avons montré au Chapitre IV, la disposition de la vigne en rang génère un effet de rang qui modifie les écoulements dans le profil, leur conférant un caractère tridimensionnel. Cet effet se résorbe au cours phase de réhumectation hivernale. A cette échelle de temps, la modélisation ne permet pas de voir actuellement les modifications dans la dynamique de la redistribution de l'eau dans le profil. Une étude temporelle plus fine avec un système de mesure en continu serait intéressante.

La présence de racine est à l'origine de cet effet dont nous mesurons alors l'intérêt de définir le plus finement possible le système racinaire.

Ces figures illustrent aussi les difficultés que nous avons rencontrées pour effectuer les comparaisons entre les valeurs observées et les variables simulées, et posent les interrogations sur la représentativité de la mesure au voisinage immédiat du capteur.

V.6.2. Comparaison désherbée enherbée au niveau de la dynamique hydrique

Nous retrouvons les conclusions expérimentales du Chapitre IV. Sur la figure V-19, nous comparons les potentiels matriciels moyens simulés en parcelles désherbée et enherbée un rang sur deux. Nous notons une succion toujours plus élevée en parcelle enherbée qu'en parcelle désherbée, exceptée pour les périodes suivant de fortes précipitations. Nous confirmons que la présence du couvert herbacé influe sur la redistribution de la pluie. Elle augmente les capacités de stockage de l'eau directement après une pluie (plus grande amplitude des succions). Cependant elle amplifie les effets de sécheresse pendant la période commune de prélèvements hydriques des deux espèces végétales.

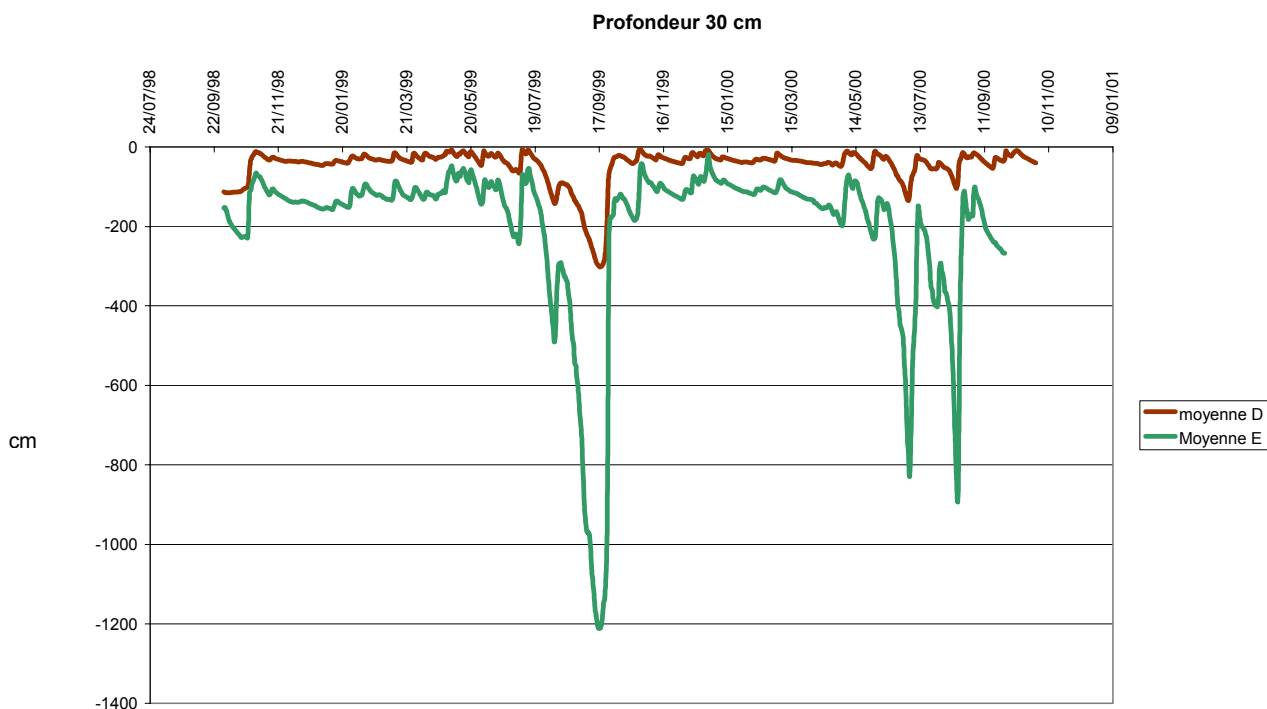


Figure V-19 : Comparaison des potentiels matriciels moyens simulés pour les parcelles désherbée et enherbée 1/2 pour la période du 01/10/1998 au 31/10/2000.

V.6.3. Le drainage et le lessivage

L'objectif du travail est de déterminer l'impact de l'enherbement sur le transfert d'azote sous vignoble. Nous avons dans ce paragraphe la réponse à notre question initiale. La modélisation nous permet de répondre à cette interrogation, en gardant à l'esprit la précision des simulations. Les figures V-20 et V-21 présentent les évolutions temporelles du drainage naturel et du lessivage à la limite inférieure du domaine. Nous constatons une même évolution que ce soit en parcelle enherbée ou désherbée entre le drainage et le lessivage. Les pics qui se distinguent sont consécutifs à des périodes humides (mai 1999 et décembre 1999). Lors d'événements ou de situations exceptionnels (e.g. la tempête de décembre 1999), les comportements hydriques en parcelles avec ou sans enherbement ne sont pas différents (effets atténués), voire identiques (pic de drainage naturel à entre 3.5 et 4.5 mm/j pour tous les cas). En situation générale, le drainage naturel journalier simulé en parcelle enherbée un rang sur deux oscille entre 40 et 80% (\pm la précision de la simulation estimée à 50%) du drainage simulé dans les mêmes conditions en parcelle désherbée.

Dans le contexte pédoclimatique de Rouffach, le drainage est réduit par la présence d'un enherbement un rang sur deux, respectivement de 62 et 40% sur les deux années simulées, avec 66 (\pm 33) mm contre 176 (\pm 88) mm en parcelle désherbée pour les saisons 1998/1999 et 154 (\pm 77) mm contre 257 (\pm 128) mm pour la saison 1999/2000, particulièrement humide. En extrapolant à une parcelle enherbée tous les rangs, la réduction du drainage oscille pour les mêmes périodes entre 72 et 45%.

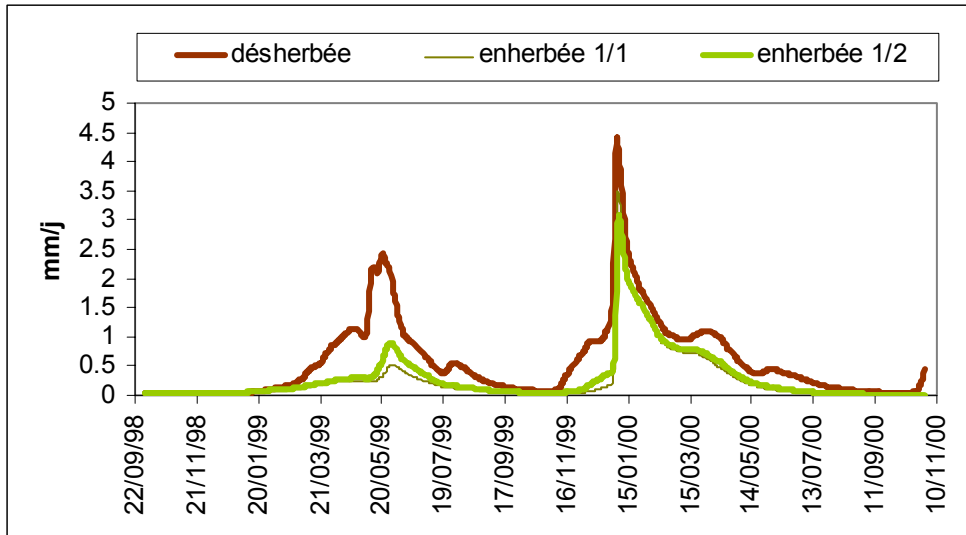


Figure V-20 : Drainage simulé journalier (à partir du 01/10/1998) en parcelles désherbée et enherbées un rang sur deux et tous les rangs. Les jours 240 et 480 correspondent aux 28/05/1999 et 23/01/2000.

Cette différence dans les volumes drainés confirme une des conclusions du Chapitre IV : une parcelle désherbée favorise l'infiltration profonde des précipitations hivernales par rapport à une parcelle enherbée.

Le lessivage suit la même tendance, puisque la réduction du lessivage résulte de l'adéquation des diminutions conjointes du volume d'eau drainé et de la concentration rencontrée sous parcelle enherbée. Nous retrouvons les pics observés pour le drainage naturel, en notant que le facteur de réduction est constant sur toute la période suivie. Les rapports entre la quantité journalière simulée lessivée en parcelle enherbée un rang sur deux sur parcelle désherbée, que ce soit en période à fort ou à faible lessivage sont relativement constants : entre 60 et 80%. Dans notre cas, l'enherbement un rang sur deux est à l'origine d'une diminution de 76 et 77% de la quantité annuelle lessivée pour les périodes 1998/1999 et 1999/2000, résultats qu'il faut replacer dans le contexte climatique du suivi et de la précision de la simulation. Le gain de l'emploi d'un enherbement tous les rangs s'élève à 83 et 78% soit entre 4 et 3 kgN/ha/an pour les mêmes périodes de suivi.

Ce résultat confirme l'efficacité de la technique pour lutter contre le transfert d'azote vers les nappes. L'enherbement et les pratiques associées permettent de limiter les fuites d'azote pour le contexte pédoclimatique étudié mais il a aussi ses limites aussi bien en terme de drainage que de lessivage (lors d'événements extrêmes, fertilisation irraisonnée ou pluies abondantes de décembre 1999). En revanche, les simulations montrent un intérêt limité à employer un enherbement tous les rangs. Le gain supplémentaire par rapport à l'enherbement un rang sur deux (entre 6 et 17%) pour réduire le lessivage de nitrate ne justifie pas sa pratique technique face aux risques liés aux différents stress.

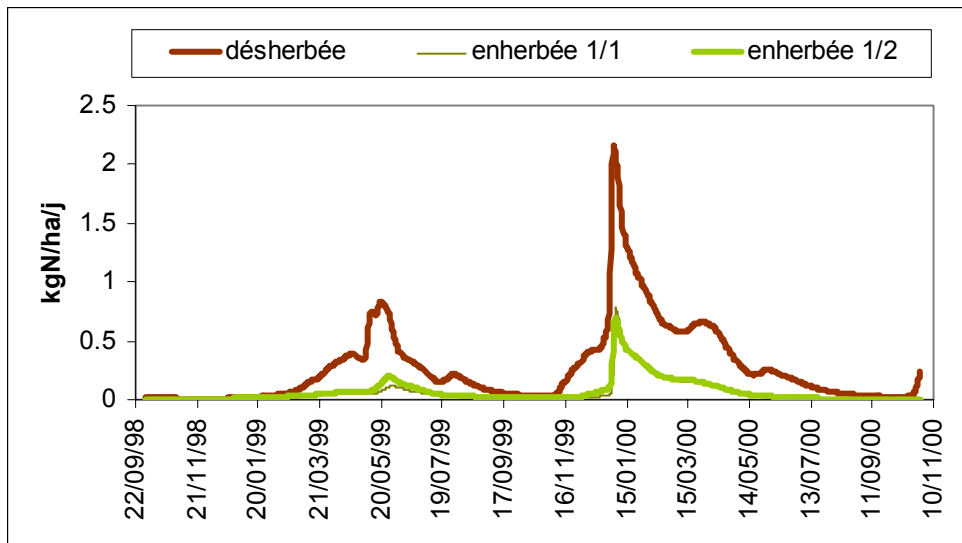


Figure V-21 : Lessivage simulé journalier (à partir du 01/10/1998) en parcelles désherbée et enherbées un rang sur deux et tous les rangs. Les jours 240 et 480 correspondent aux 28/05/1999 et 23/01/2000.

V.7. Conclusions et perspectives du modèle SWMS 3D

L'objectif principal de ce chapitre est de tester l'aptitude du modèle SWMS_3D à simuler, après certaines transformations, des cas réels (mesures du site de Rouffach) avec des paramètres mesurés et non calés. La description du domaine simulé nécessiterait dans l'absolu une étude plus fine avec des analyses complémentaires.

L'adaptation du modèle SWMS_3D à notre cas est concluante. La prise en compte de la deuxième espèce végétale dans le code calcul permet d'obtenir des résultats qui s'approchent des observations. Cependant la seule utilisation de la fonctionnelle reliant l'humidité au potentiel matriciel de type van Genuchten semble limiter l'interprétation des teneurs en eau simulées.

Nous sommes par contre plus critiques sur l'intégration des cinétiques de réactions de l'azote. Il apparaît indispensable d'analyser les potentiels du sol en terme de minéralisation et dénitrification sur tout le profil. L'hypothèse d'une activité microbienne principalement concentrée dans l'horizon de surface n'est pas fautive mais elle ne sous-entend pas une absence d'activité dans les couches plus profondes. En outre l'amélioration apportée devrait être complétée par l'introduction d'autres mécanismes que nous pourrions définir comme prioritaires (absorption azotée active d'une façon similaire à Somma *et al*, (1998), activité biologique, cycle de la matière organique et transfert de chaleur).

La modélisation rend accessible les chroniques journalières de drainage et de lessivage, que ne fournissent pas l'expérimentation et les bilans cumulés des variables de sortie. Tant les évolutions des différents paramètres de suivi que les bilans sont correctement reproduits par le modèle vis-à-vis de ceux constatés et mesurés sur le terrain. La modélisation permet ainsi de confirmer certains aspects illustrés au Chapitre IV quant à l'impact de l'enherbement sur les transferts hydriques et azotés, l'effet de rang, l'influence de la distribution racinaire, la progression d'un

front de soluté dans le sol. Nous pourrions utiliser le modèle pour mettre en évidence un effet de pente et estimer les quantités d'eau perdues par les pleurs avant le débourrement.

Nous avons testé le modèle, en l'adaptant à un cas particulier du vignoble alsacien. Il est tout d'abord important de chercher à améliorer les résultats. Puis une perspective majeure serait de l'utiliser sur différents types de sol, notamment en reprenant les travaux de Sossi (1996), qui a suivi pendant cinq années l'enherbement sur quatre types de sol différents. Nous ne pouvons reprendre ses travaux sans une vérification du modèle à partir d'un jeu de données mesurées plus complet que le sien. Ainsi il serait possible d'évaluer l'efficacité du modèle à prédire les évolutions d'un système vigne/herbe-sol nu dans différents contextes. L'utilisation du modèle pourrait en effet permettre à terme d'optimiser la surface à enherber afin de limiter les risques de stress hydriques et azotés ainsi que les risques environnementaux.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Le sujet traité dans le cadre de cette recherche s'oriente autour de deux axes principaux : l'étude et l'analyse d'une technique agri-environnementale, « l'enherbement permanent de l'inter-rang des parcelles de vigne », et la modélisation déterministe tridimensionnelle de l'association vigne/herbe-sol nu. La technique de l'enherbement est particulièrement attrayante pour son rôle de piège à nitrate permettant de limiter, théoriquement, les risques de lessivage et la pollution des nappes, surtout en période hivernale.

La complémentarité des domaines abordés (l'agronomie, physique du sol, bioclimatologie, biogéochimie) et des outils utilisés (expérimentations, modélisation mécaniste et fonctionnelle, ...) permet de répondre aux objectifs de l'étude et d'apporter des conclusions quant aux impacts de l'enherbement. Celles-ci pourraient être utilisées pour mettre en place une politique de gestion des risques de perte en nitrate sous vignoble.

Résultats expérimentaux

La première étape de l'étude a consisté en la définition et en la mise en place d'un site expérimental ouvert à la profession viticole, qui illustre la pratique de l'enherbement du vignoble vis-à-vis d'une pratique classique. Nous avons choisi de comparer la technique d'un enherbement un rang sur deux avec la technique classique de désherbage chimique. Le site choisi est localisé sur le domaine du Hohrain dans la commune de Rouffach (68, France), appartenant au Lycée d'Enseignement Agricole et Technique de Rouffach. Les parcelles instrumentées (parcelle de Tockay Pinot Gris enherbée un rang sur deux et parcelle de Riesling désherbée totalement) appartiennent à un même contexte pédoclimatique représentatif de bon nombre de cas alsaciens. Le suivi a été réalisé sur la période 1998-2000. Si le climat de l'année 1998 est conforme à la moyenne annuelle, le climat des années 1999 et 2000 a été exceptionnellement humide, ayant pour conséquence un excès d'eau et une limitation des risques de concurrence hydrique.

Le site a fait l'objet d'une étude la plus complète possible aussi bien pédologique, qu'hydrodynamique et biologique. L'utilisation de dispositifs expérimentaux non destructifs a permis le recueil de données expérimentales et le suivi dans le temps, en un même endroit, des variables d'infiltration et de ruissellement nécessaires à l'établissement des bilans hydriques et azotés des parcelles de vigne dans les deux cas étudiés. La tensiométrie a confirmé sa fiabilité dans le temps et sa simplicité d'utilisation. Le système de mesure de la teneur en eau volumique du sol TDR Trime de Imko ne semble quant à lui pas le mieux adapté. Un système de tige insérée dans le plan horizontal ou utilisant la spectroscopie d'impédance dans le domaine temporel (TDS) devrait donner de meilleurs résultats. Le suivi de la température aurait mérité un point supplémentaire de mesure à la surface du sol. L'utilisation des bougies poreuses pour le prélèvement de la solution du sol n'est pas la meilleure méthode en soi, mais c'est la seule qui permet un suivi temporel continu. Le suivi du ruissellement par la mise en place des placettes a montré son efficacité mais gagnerait en précision par l'installation de débitmètres pour l'établissement d'hydrogrammes de ruissellement. Enfin, une fréquence plus élevée des mesures

(hebdomadaires) ou un suivi en continu sur les seize stations de mesure aurait probablement conduit à des interprétations plus fiables des résultats.

Malgré ces limitations, le suivi du site expérimental a permis, dans une deuxième étape, la mise en évidence des phénomènes de dynamique hydrique et azotée d'un sol viticole et une évaluation quantitative de l'impact de l'enherbement sur les bilans hydriques et azotés.

Au niveau de la dynamique du sol, la présence du couvert herbacé semble modifier la structure de la première couche de surface du sol. La diminution de la densité apparente et l'augmentation de la conductivité hydraulique en parcelle enherbée par rapport à la parcelle désherbée indique une meilleure porosité du sol, que nous attribuons à l'impact de la structure racinaire de l'herbe. Associés à un taux de couverture du sol, ces changements influent sur la genèse du ruissellement et de l'érosion, qui s'en trouvent fortement diminués d'un facteur 10. L'impact de l'enherbement, à ce niveau, correspond à une amélioration de la bioporosité du sol, induit directement d'une meilleure redistribution des précipitations, qui favorise le stockage temporaire de l'eau, mais en revanche favorise le dessèchement du sol, par un prélèvement hydrique racinaire continu dans le temps.

Au niveau de la viticulture, nous n'avons pas étudié spécifiquement les relations de cause à effet entre la pratique de l'enherbement, la santé de la vigne et la qualité du vin, mais les relations au niveau du sol. L'enherbement a pour conséquence directe une adaptation du système racinaire de la vigne liée à un effet de concurrence de l'herbe. Nous mesurons un approfondissement de la structure principale racinaire qui améliore alors la prospection racinaire de la vigne. La pratique de l'enherbement induit des conséquences indirectes liées aux itinéraires techniques, par exemple par une diminution de la compaction du sol. Nous avons montré dans le calcul des bilans, que l'azote n'est pas un facteur limitant à la pratique de l'enherbement dans la majorité des cas. L'azote organique du sol constitue un pool potentiellement minéralisable. D'ailleurs, nous avons constaté que la fertilisation, dans le cas d'une vigne enherbée, n'était d'aucune utilité puisque le couvert herbacé absorbe l'essentiel de l'apport pour sa propre biomasse. Le risque le plus fort de concurrence est centré sur l'eau. La présence d'un enherbement peut être à l'origine d'un stress hydrique important, notamment pour un enherbement tous les rangs, même si durant les années de suivi aucun stress hydrique n'a été mesuré.

Au niveau environnemental, la limitation du lessivage est due d'une part à la réduction de la quantité de nitrate sous un couvert herbacé mais aussi à la diminution de la quantité d'eau drainée naturellement (l'eau qui est évaporée n'est pas infiltrée). Soulignons un point important : globalement les quantités totales d'azote en parcelle enherbée et désherbée sont sensiblement identiques. Seulement la forme sous laquelle l'azote se trouve en parcelle enherbée est moins polluante, jusqu'au retournement du couvert herbacé. L'enherbement agit dans ces cas comme une bombe à retardement.

Finalement, l'enherbement modifie les mécanismes de redistribution de l'eau infiltrée (disponibilité de l'eau, ruissellement et drainage naturel). L'herbe, en augmentant la bioporosité du sol, augmente la capacité de rétention en eau mais, du fait d'un prélèvement hydrique continu, accentue le dessèchement du sol en période estivale. La connaissance, la quantification et la maîtrise des modifications induites par l'enherbement permettent d'établir des stratégies de protection adaptées aux différents cas rencontrés dans le vignoble alsacien.

Résultats de la modélisation

Au cours de ce travail, nous avons eu la chance d'employer différentes approches de modélisation : la modélisation fonctionnelle par le logiciel STICS et mécaniste SWMS_3D. Les deux approches peuvent être complémentaires. Un couplage des deux permettrait d'aborder les problèmes du Continuum Sol Plante Atmosphère de façon interactive.

L'utilisation du logiciel STICS a permis de déterminer la demande moyenne annuelle en azote d'une vigne : sa consommation, pour des données de production moyenne, oscille entre 50 et 72 kgN/ha. Depuis notre essai de paramétrisation, les travaux des équipes INRA de Bordeaux (Gaudillière), de Laon (Mary) et d'Avignon (Brisson) ont permis d'intégrer la culture de la vigne dans le logiciel STICS.

La modélisation de l'évapotranspiration de la vigne et du couvert herbacé basée sur l'approche de Riou *et al*, 1994 permet de déterminer la demande évapotranspirative du système complet : pour la vigne nous obtenons 355 mm par an, la consommation hydrique du couvert herbacé dépend de sa stratégie d'entretien mais retenons une valeur de 120 mm pour un enherbement un rang sur deux. Cependant ces déterminations nécessiteraient des mesures de validation pour l'Alsace et des améliorations notamment en prenant en compte la pente.

Le modèle SWMS_3D permet une approche fine des processus de transfert hydrique dans le sol. Sa mise en œuvre se heurte d'une part à l'acquisition de série de données de terrain fiable (nous entendons par fiable, des erreurs de mesure limitée), et une bonne description des domaines simulés. A ce sujet, l'amélioration des systèmes de mesure n'est pas superflue et les recherches dans ce domaine sont justifiées.

Dans l'amélioration de la description des domaines simulés, notre contribution a porté sur l'intégration d'une deuxième absorption hydrique dans le code du modèle. Cet ajout a permis de simuler l'association vigne/herbe-sol nu de façon satisfaisante. Les résultats montrent l'importance de la description racinaire dans un modèle d'écoulement d'eau en sol cultivé. L'approche stochastique devrait être un bon moyen de générer des milieux aux propriétés statistiques globales identiques aux domaines réelles. La conceptualisation du terme puits/source pour le prélèvement racinaire par la formulation de Feddes *et al*. (1976) a montré ses limites.

Pour le transfert de soluté, l'équation d'advection dispersion est la base de la résolution. Nous avons introduit les différentes équations qui régissent la cinétique de transformation de l'azote nitrique. La confrontation des concentrations mesurées avec les concentrations simulées a été la base de l'évaluation du modèle à reproduire la réalité terrain. Si jusqu'à cette étape les paramètres ont été déterminés expérimentalement, nous avons été contraint de caler le paramètre de minéralisation. Sa détermination est sujette à caution, mais les conséquences sur le lessivage sont moindres. L'hypothèse de lessivage de stock d'un stock initial est confirmée. Cependant des améliorations peuvent aussi être apportées au niveau de la prise en compte des processus liés à l'activité biologique.

L'enherbement contre le lessivage dans le vignoble alsacien :

D'après les mesures effectuées sur le site, le sol de Rouffach à l'image des sols alsaciens dispose de grandes ressources en azote total. Il apparaît que les cinétiques de transformations d'azote organique en azote minéral ne sont pas

favorables pendant les périodes de fortes demandes (consommation juin juillet, production mai et octobre). Cependant un stock d'azote faible comme celui disponible en parcelle enherbée associé à une activité microbienne, semble suffisant pour assurer une alimentation correcte à la vigne. Soulignons que l'apport d'azote sous forme de fertilisant n'est pas une bonne solution sous une parcelle enherbée : le couvert herbacé absorbe l'azote minéral apporté.

Les calculs expérimentaux et les simulations confirment l'effet piège à nitrate de l'enherbement. Sous réserve de prendre en compte les incertitudes de mesure lors de l'expérimentation et la précision de la simulation, soit au moins 50% des valeurs, entre 15 et 33 kgN/ha/an sont lessivés sous parcelle enherbée un rang sur deux contre 62 et 141 kgN/ha/an sous parcelle désherbée pour les périodes de suivi 1998/1999 et 1999/2000. La diminution de 75% des quantités lessivées d'azote nitrique est la résultante de la diminution de la concentration en nitrate résidente sous parcelle de vigne enherbée un rang sur deux (équilibre des concentrations entre 50 et 100 mg/l) et de la diminution de la quantité d'eau drainée naturellement de 62 à 33%, induite par la consommation hydrique du couvert herbacé.

L'enherbement tous les rangs, obtenu par extrapolation, ne démontre pas un bénéfice supplémentaire suffisamment conséquent contre le lessivage des nitrates pour le recommander.

Ce travail s'ouvre également sur le paradoxe induit par la pratique de l'enherbement : faudra-t-il choisir entre la protection de la qualité de la ressource eau au détriment de la quantité ?

Perspectives

Le vignoble alsacien a montré qu'il peut faire un support de programme de recherche en environnement. D'un côté, nous avons les professionnels qui présentent des interrogations sur l'emploi de techniques viticoles, de l'autre des pouvoirs publics qui s'interrogent sur le développement durable et la protection de la ressource en eau. Notre travail a porté sur l'étude de l'enherbement du vignoble alsacien sur le transfert de nitrate. Notre expérimentation a illustré des situations climatiques considérées comme humides et une seule séquence pédologique, il serait intéressant d'évaluer la technique pour une période sèche et pour plusieurs types de sol. De même la pérennité de la technique pourrait être évaluée au travers d'expérimentations complémentaires, comme une fertilisation volontairement excessive, pour estimer les capacités de stockage et d'immobilisation du couvert herbacé, et enfin quantifier la rémanence du pool azoté après un retournement d'enherbement au moment des rotations de plantation. Ainsi des travaux complémentaires sur le cycle complet de l'azote (organique et minéral) couplé à celui du carbone permettraient d'évaluer les échanges de nutriments dans les différents compartiments du sol et de l'atmosphère (dénitrification).

Une extension est déjà amorcée sur le transfert de produits phytosanitaires. La problématique est différente. Cependant les outils utilisés sont les mêmes puisque l'eau est toujours vecteur de transfert. Ils peuvent s'adapter à ce type de soluté au travers d'autres processus plus complexes.

BIBLIOGRAPHIE

- Addiscott, T.M. 1983. Kinetics and temperature relationships of mineralization and nitrification in Rothamsted soils with differing histories. *Journal of Soil Science* 34: pp. 343-353.
- AFNOR. 1995. Qualité du sol : Dosage de l'azote total. Méthode de Kjeldahl modifiée. NF ISO 11261(Indice de classement X 31-111): 8 p.
- Allen, R.G., M. Smith, A. Perrier et L.S. Pereira. 1994. An Update for the Definition of Reference Evapotranspiration. Part 1 and 2. *ICID Bulletin* vol.43 / n°2: pp. 1-92.
- Alsace, Région. 2001. Inventaire de la qualité des eaux souterraines dans la vallée du Rhin Supérieur. Synthèse et recommandations., Strasbourg.
- Amberger, A. 1983. Ways to control the availability, turnover and losses of mineral fertilizer N in soils. Economic Commission for Europe, Committee on Agricultural Problems, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Symposium on Research into Agrotechnical methods aiming at increasing the productivity of crops, Geneva, January 17-21: pp. 1-25.
- Ambroise, B. 1999. La dynamique du cycle de l'eau dans un Bassin Versant : processus, facteurs, modèles, Bucarest, 200 p.
- Angeliaume, A. 1997. Ruissellement, érosion et qualité des eaux en terre de grande culture. Etude de cas en Laonnois et en Soissonnais. *Intergéo-Bulletin* N°125: pp. 5-8.
- Angulo-Jaramillo, R., J.P. Gaudet, J.L. Thony et M. Vauclin. 1996. Measurement of hydraulic properties and mobile water content of a field soil. *Soil Science Society of America Journal* 60(3): pp. 710-715.
- ARAA. 1997. Guide pratique de l'enherbement du vignoble Alsacien. Vigne en herbe., ARAA, Région Alsace, CIVA, Alsace, 33 p.
- Arlot, M.P. 1999. Nitrates dans les eaux. Drainage acteur, drainage témoin ? Thèse de doctorat Thesis, 374 p. + annexes.
- Arranda, J.M. 1961. El balance de agua de los suelos. 1. Algunas consideraciones teoricas. *Anal. Edaf. Agrobiol.*(20): pp. 627-647.
- Auzet, A. 1987. L'érosion des sols par l'eau dans les régions de grande culture : aspect agronomiques., MATE, MAP, CEREG, Paris-Strasbourg, 61 p.
- Auzet, A., P. Biron, A. Bouchti, J. Sanchez-Perez et G. Guth. 1996. "Mesures de l'humidité des sols à différentes profondeurs au moyen d'une sonde ""tube"" TDR : intercomparaison avec les mesures neutroniques.". *Atelier-Instrum. et Exp.*, Météo-France 15-17/10/96.
- Baize, D. 2000. Guide des analyses en pédologie, INRA, Paris, Techniques et pratiques, 257 p.
- Ballif, J.L. 1994. Lysimètres en monolithes d'une rendzine brune sur craie cryoturbée. Bilans hydrique et minéral en sols nu, enherbé, cultivé et planté en vigne 1973-1974 à 1990-1991., INRA, Chalons en Champagne, 124 p.

- Ballif, J.L. et J.C. Muller. 1990. Les bougies poreuses et les lysimètres. *Perspectives Agricoles* 144 et 145: pp. 24-33.
- Ballif, J.-L.P. 1999. Ruissellement et érosion en Champagne sur sols de vignes et de cultures : observations, mesures, prévisions et remèdes, Ed. Johanet, Paris, 158 p.
- Bear, J. 1972. *Dynamics of fluids in porous media.*, Edition Dover, 727 p.
- Bear, J. et A. Verruijt. 1987. *Modelling groundwater flow and pollution.*, Edition D. Reidel Publishing Company.
- Bernhard, C. et C. Schenck. 1986. Utilisation de bougies poreuses pour extraire la solution du sol dans le Ried central de l'Ill en Alsace. Milieux poreux et transferts hydriques. *Bulletin du GFHN* 20: pp. 74-85.
- Biggar, J.W. 1978. Spatial variability of nitrogen in soils. in : Nielsen, D.R. et J.C. MacDonald (ed), *Nitrogen in the Environment* vol. 1(Academic Press, New York): pp. 201-212.
- Birkinshaw, S.J. et J. Ewen. 2000. Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modelling. *Journal of Hydrology* 230: pp. 1-17.
- Bloemhof, H.S. et F. Berendse. 1995. Simulation of the decomposition and nitrogen mineralization of aboveground plant material in two unfertilized grassland ecosystem. *Plant and soil* 177: pp. 157-173.
- Bois, G. 2000. Organisation et spatialisation des données pédologiques des sols du vignoble alsacien., ENGEES, ISARA, Strasbourg, 87 p. + Atlas cartographique + Annexes.
- Bouarfa, S., M.P. Arlot, N. Linard et D. Zimmer. 1993. Eude hydraulique du prélèvement de la solution du sol par bougie poreuse. *Science du sol* 31(1/2): pp. 31-45.
- Bourdette, N. oct 2000. Climatologie d'avril à juin. Ca s'est passé chez nous. *Atmosphériques (MétéoFrance)*: p. 7.
- Brisson, N. et e.c. INRA. 1999. STICS 4.0, Notice concepts et formalismes, INRA Avignon, 60 p.
- Brisson, N. et al. 1998. STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. 1. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18: pp. 311-346.
- Brisson, N. et A. Perrier. 1991. A semi emperical model of bare soil evaporation for crop simulation models. *Water Ressources Research* 27(5): pp. 719-727.
- Brisson, N., R. Tournebize et H. Sinoquet. 1998. A simple daily model of radiative transfers for row crops., 2 p.
- Bronstert, A. et E.J. Plate. 1997. Modeling of runoff generation and soil moisture dynamics for hillslopes and micro-catchments. *Journal of Hydrology* Vol. 198: pp. 177-195.
- Brooks, R.H. et A.T. Corey. 1964. Hydraulic properties of porous media. *Hydrology paper* 3.
- Burns, I.G. 1975. An equation to predict the leaching of surface-applied nitrate. *J. agric. Sci.* 85: pp. 443-454.

- Burns, I.G. 1976. Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a know depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *J. agric. Sci.* 86: pp. 305-315.
- Cailler, D. 1999. Mesures d'humidité par méthode diélectrique : sonde TDR. rapport de stage Thesis, IUT Louis Pasteur de Schiltigheim - département Mesures Physiques, 31 p.
- Callot, G., H. Chamayou, C. Maertens et L. Salsac. 1982. Mieux comprendre les interactions sol-racine. incidence sur la nutrition minérale., INRA, 325 p.
- Carbonneau, A. 1984. Action de la concentration de la solution nutritive sur quelques caractéristiques physiologiques et technologiques chez *Vitis vinifera* L. cv. "Cabernet-Sauvignon". 3.- Régime hydrique, photosynthèse brute et corrélations intra-plante. *Agronomie* 4(6): pp. 535-541.
- Cazet, S. 1997. Contribution à l'élaboration d'une carte conseil à l'enherbement permanent des sols viticoles champenois, Institut National Agronomique et CIVC, mémoire de DAA, Epernay, 55 p.
- Celia, M., E.T. Bouloutas et R.L. Zarba. 1990. A general mass-conservative numerical solution for the unsaturated flow equation. *Water Resources Research* Vol. 26(N°7): pp. 1483-1496.
- Champagnol, F. 1980. La matière organique des sols de vigne du Midi de la France. *Le progrès agricole et viticole.* 8: pp.161-172.
- Chanzy, A. et L. Bruckler. 1993. Significance of soil surface moisture with respect to daily bare soil evaporation. *Water Ressources Research* 29(4): pp. 1113-1125.
- Choisnel, E. 1977. Le bilan d'énergie et le bilan hydrique du sol. *La météorologie*, numéro spécial ETP VI série, n°11: pp. 103-159.
- CIVC. 4 mars 1998. L'enherbement en Champagne : Compte Rendu., CIVC, Epernay, .
- Cornet, A. 1977. Etude comparée du bilan hydrique d'une parcelle boisée et d'une parcelle herbeuse à Madagascar. *Bois et Tropique* 29(4): pp. 113-1125.
- CORPEN. 1991. Interculture. Gérer l'interculture pour limiter les fuites de nitrates vers les eaux., MATE, MAP, Paris, 40 p.
- Cosandey, C. et M. Robinson. 2000. *Hydrologie continentale.*, chez Armand Colin, 360 p.
- Curt, T., M. Bouchaud, E. Lucot, C. Bardonnnet et F. Bouquet. 1998. Influence des conditions géopédologiques sur le système racinaire et la croissance en hauteur du Douglas dans les monts du Beaujolais. *Ingénieries - EAT* 16: pp. 29-46.
- Damiron, H. 1996. Caractérisation de la conductivité hydraulique au moyen de la méthode TRIMS., CEREG, Strasbourg, 59 + annexes.
- De Marsily, G. 1981. *Hydrogéologie quantitative.*, Masson, Paris.
- Deherain, P.P. 1902. *Traité de chimie agricole.*, Masson, Paris, 969 p.
- Delas, J., Pouget, R. 1984. Action de la concentration de la solution nutritive sur quelques caractéristiques physiologiques et technologiques chez *Vitis vinifera*

- L. cv. "Cabernet-Sauvignon". 2.- Composition minérale des organes végétatifs, du moût et du vin. *Agronomie* 4(5): pp. 443-450.
- Delphin, J.E. 1986. Evaluation du pouvoir minéralisateur de sols agricoles en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques. *Agronomie* 6(5): pp. 453-458.
- Delphin, J.E. 1988. Utilisation de cinétiques du premier ordre en vue de caractériser la minéralisation de quelques sols agricoles. *Agronomie* 8(4): pp. 289-294.
- Désiré, A. 1999. Images satellitales et orthophotographies numériques : caractéristiques et utilisation en D.D.A.F. Travail de quatrième année de spécialisation Thesis, ENGEES, 30 p.
- DEUS, M.c.d. 1991/92. Viticulture et environnement : exemple du vignoble Alsacien., INRA, ULP, DNA, Strasbourg, 81 p.
- DEUS, M.c.d. 1991/92. Viticulture et environnement : un exemple du vignoble Alsacien., INRA, ULP, DNA, Strasbourg, 81 p.
- Diaw, E.H.B. 1996. Modélisation du transfert d'eau en milieu poreux non saturé : Application à l'étude de la recharge des nappes d'eaux souterraines en région soudano-sahélienne. Thèse Thesis, Doctorat de l'Univ. L. Pasteur, IMF, Strasbourg,, 239 p.
- Diaw, E.H.B., S. P., M. R. et P. Ackerer. 1995. Application de la méthode des éléments finis mixtes hybrides à la modélisation du transfert d'eau en milieu poreux non saturé hétérogène. *Hydrogéologie* 4: pp. 31-39.
- Dou, C., W. W. et B. I. 1999. Fuzzy rule-based approach to describe solute transport in the unsaturated zone. *Journal of Hydrology* 220: pp. 74-85.
- Droogers, P. 2000. Estimating actual evapotranspiration using a detailed agro-hydrological model. *Journal of Hydrology* 229: pp. 50-58.
- Duchaufour, P. 1988. Pédologie., MASSON, Paris, 224 p.
- Duploux, A. 1998. L'effet de l'enherbement sur le ruissellement et le transfert de nitrates : étude à l'échelle de la parcelle expérimentale dans le vignoble de Rouffach. mémoire de maîtrise Thesis, ULP Strasbourg - Mémoire de maîtrise de Géographie, ENGEES-CEREG, 105 p.
- Dutil, P. 1962. Etude du bilan de l'eau des sols en cases lysimétriques sur les hauts plateaux constantinois. Résultats des cinq premières années d'observation., Service des Etudes Scientifiques Appliquées à l'Hydraulique, Alger, 118 p.
- Eckert, R. 2000. Etude de la dérive des capteurs dans le cadre du projet EVA. mémoire Thesis, IUT Mesures Physiques, 29 p.
- FAO-UNESCO. 1981. Soil map of the world. 1/5,000,000. Food and Agricultural Organisation, Roma.
- Feddes, R., P. Kabat, P.J.T. Van Kabel, J.J.B. Bronswijk et J. Halbertsma. 1988. Modelling soil water dynamics in the unsaturated zone. State of art. *Journal of Hydrology* 100: pp. 69-111.
- Feddes, R., P. Kowalik, K. Kolinska-Malinka et H. Zaradny. 1976. Simulation of field water uptake by plants using a soil water dependent root extraction function. *Journal of Hydrology* 31: pp. 13-26.

- Gaildraud, C. 1996. Etude de l'impact du ruissellement dans le vignoble sur la qualité de la nappe phréatique d'Alsace. Azote, phosphore, sulfates et produits phytosanitaires. Août 1990 à Décembre 1995., DIREN-SEMA & ARAA, Strasbourg, 65 p.
- Gaudillère, J.P. et J.P. Soyer. 1999. Evaluation de l'offre du sol et des besoins en azote d'une vigne. Conséquences sur le bilan à l'échelle de la parcelle et sur les risques de transferts par drainage. in "24ième Journées Scientifiques du GFHN : Eau, Sol et Nappes d'Eaux Souterraines en Europe.
- Gaudin, R., M. Rapanoelina et P. Oriol. 1998. Analyses tensiométriques appliquées au pilotage d'irrigation. Cahiers Agricultures 7: pp. 131-138.
- Grégoire-Himmler, C. 1998. Etude hydrologique : Site de Rouffach., ENGEES-CEREG, Strasbourg, 15 p.
- Grégoire-Himmler, C. et J. Tournebize. 1997. Compte-rendu d'activité : rapport d'étape - projet EVA, ENGEES - CEREG, 37 p.
- Grégoire-Himmler, C. et J. Tournebize. 1999. Compte-rendu d'activité 1998 : rapport d'étape n°2 - projet EVA, 39 p.
- Gribb, M.M. et G. Sewell. 1998. Solution of Ground Water Flow Problems with General Purpose and Special Purpose Computer Codes. GROUND WATER vol. 36, No. 2: pp. 366-372.
- Gringue, C. 1995. Gestion de l'enherbement de ligneux dans le périmètre de protection de la source Perrier., INRA/ENSAM, Montpellier, 36 + annexes.
- Guiraud, G., M. Latil, C. Marol et J. Martinez. 1996. Caser lysimétriques de Cadarache : Minéralisation et organisation de l'azote dans un agro-système de la basse vallée de la Durance. Impact d'une culture dérobée. in " un point sur ... trente ans de lysimétrie en France 1960-1990" de J.C. Muller chap 4: pp. 97-113.
- Guyot, G. 1992. Cours de Bioclimatologie, Chapitre 3 : L'eau. ENSAM: extrait.
- Guyot, G. 1997. Climatologie de l'environnement. De la plante aux écosystèmes., MASSON, 505 p.
- Haverkamp, R., P.J. Ross, K.R.J. Smetten et J.Y. Parlange. 1994. Three-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer. 2. Physically based infiltration equation. Water Resources Research 30(11): pp. 2931-2935.
- Henault, C. et J.C. Germon. 1995. Quantification de la dénitrification et des émissions de protoxyde d'azote par les sols. Agronomie 15: pp. 321-355.
- Hennequin, A. 2000. Enherbement du vignoble alsacien : Approche du cycle de l'azote et conseil à l'enherbement. Mémoire de fin d'études Thesis, ISARA Lyon, Strasbourg, 121 p.
- Hooglands, J.C., R.A. Feddes et C. Belmans. 1981. Root water uptake model depending on soil water pressure head and maximum extraction rate. Acta Hort. 119: pp. 123-136.
- Huglin, P. et C. Schneider. 1998. Biologie et écologie de la vigne, Lavoisier Tec&Doc, Paris, 370 p.
- I.T.A.B. 1995. Guide des matières organiques., 242 p.

- Igounet, O. 1997. Modifications des états de surface des sols viticoles par paillages artificiels et par enherbement : incidences sur le microclimat de la vigne et la conservation des sols. thèse Thesis, Université Louis Pasteur - U.F.R. de Géographie, 147 p.
- INAO, ITV et ONIVIN. 2000. Agriculture raisonnée : socle commun pour la viticulture., Paris, 4 p.
- Ionescu, E.M., C. Budan, G.H. Calistru, N. Pomohaci, P. Pituc, V.G.H. Popa et C.R. Vladu. 1978. Particularités du développement de l'appareil racinaire de la vigne, induites par le spécifique écologique du sol. in : C.R. 1ier Symp. Intern. Ecologie de la vigne: pp. 209-217.
- Itier, B. 1981. Une méthode simple pour la mesure de l'évapotranspiration réelle à l'échelle de la parcelle. *Agronomie* 1(10): pp. 869-876.
- Jamagne, M. 1967. Bases et techniques d'une cartographie des sols. *Ann. Agron.* Vol. 18(N°hors série): 142 p.
- Jones, H.G. 1992. Plant and microclimate, a quantitative approach to environmental plant physiology., Cambridge Uni. Press, 428 p.
- Jones, C. A. et J. R. Kiniry. 1986. CERES-Maize. A simulation model of maize growth and development., Texas A&M Univ. Press, College Station, TX.
- Juergens-Gschwind, S. 1989. Ground water nitrates in other developed countries (Europe). Relationships to land use patterns. in "Nitrogen management and ground water protection", R.F. FOLLETT. *Developments in agricultural and managed-forest ecology* 21: pp. 73-138.
- Justes, E., B. Mary, J.-M. Meynard, J.-M. Machet et L. Thelier-Huche. 1994. Determination of a Critical Nitrogen Dilution Curve for Winter Wheat Crops. *Annals of Botany* 74: pp. 397-407.
- Kauark Leite, L.A. 1990. Réflexion sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole., Mémoire de Docteur de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, CERGRENE, 342 p. + annexes.
- Kersebaum, K.C. 1995. Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics. *Ecological Modeling* 81: pp. 145-156.
- Kinzelbach, W. 1986. Groundwater modelling. An introduction with sample programs in basic., Elsevier, 333 p.
- Kugler, J. 1988. Approche méthodologique pour la modélisation du transfert des nitrates vers la nappe phréatique d'Alsace., Univ. L. Pasteur, IMF, MAP, Strasbourg, 186 p.
- Kutilek, M. et D.R. Nielsen. 1994. *Soil Hydrology*, Catena Verlag, Germany, 370 p.
- Lafolie, F., L. Bruckler et F. Tardieu. 1991. Modeling Root Water Potential and Soil-Root Water Transport : 1 et 2. *Soil Science Society American Journal* 55: pp. 1203-1212, 1213-1220.
- Lai, C.T. et G. Katul. 2000. The dynamic role of root-water uptake in coupling potential to actual transpiration. *Advances in Water Resources* 23: pp. 427-439.

- Lambert, R. 1996. Géographie du cycle de l'eau., Presse universitaire du Mirail, Toulouse.
- Lebon, E. 1993. De l'influence des facteurs pédo- et mésoclimatiques sur le comportement de la vigne et les caractéristiques du raisin. thèse Thesis, Thèse de l'Université de Bourgogne, 165 p.
- Leenhardt, D., M. Voltz et S. Rambal. 1995. A survey of several agroclimatic soil water balance models with reference to their spatial application. *European Journal of Agronomy* 4(1): 1-14.
- Lemaire, G. et J. Salette. 1984. Relation entre dynamique de croissance et dynamique de prélèvement d'azote pour un peuplement de graminées fourragères. 1. Etude de l'effet du milieu. *Agronomie* 4(5): pp. 423-430.
- Levy, J.F., P. Jacquet et J. Barciat. 1964. Contrôle de la décomposition des sarments après broyage et enfouissement dans le sol. *Institut Technique du Vin*: 5 p.
- Luo, J., R.W. Tillman et P.R. Ball. 2000. Nitrogen loss through denitrification in a soil under pasture in New Zealand. *Soil Biology & Biochemistry*. 32: pp. 497-509.
- Maigre, D. et F. Murisier. 1992. Comparaison de techniques d'entretien des sols viticoles dans trois sites pédoclimatiques différents de Suisse romande. *revue Suisse Vitic. Arboric. Hortic.* 24(3): pp. 173-177.
- Mariotti, A. 1998. Nitrate : un polluant de longue durée. *Pour la Science* 249: pp. 60-65.
- Mary, B., N. Beaudoin, E. Justes et J.-M. Machet. 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science* 50: pp. 549-566.
- Mary, B. et J.C. Rémy. 1979. Essai d'appréciation de la capacité de minéralisation de l'azote des sols de grande culture. 1. Signification des cinétiques de minéralisation de la matière organique humifiée. *Ann. agron.* 30: pp. 513-527.
- Massman, W.J. 1992. A surface energy balance method for partitioning evapotranspiration data into plant and soil components for a surface with partial canopy cover. *Water Resources Research* 28(6): pp. 1723-1732.
- Masson, S., A. Stenger et A. Verchère. 2000. Vers une évaluation de la valeur économique totale de la nappe phréatique d'Alsace. *Ingénieries - EAT n°23*: pp. 3-14.
- Mendoza, C.A., R. Therrien et E.A. Sudicky. 1991. *ORTHOFEM User's Guide*, version 1.02., Univ. of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada.
- Mietton, M. 1988. Dynamique de l'interface lithosphère - atmosphère au Burkina Faso : Contribution Géomorphologique à l'étude de l'érosion en zone tropicale de savane., Université J. Fourier, Grenoble I, 2 vol., 481 p. + annexes.
- Miller, P.R., W.L. Graves, W.A. Williams et B.A. Madson. 1989. *Cover crops for California Agriculture.*, Publication from The Regents of the University of California, Division of Agriculture and Natural Resources., 24 p.
- Molz, F. 1981. Models of water transport in the soil-plant system : a review. *Water Resources Research* 17(5): pp. 1245-1260.

- Monteith, J.L. 1965. Evaporation and Environment,. In: Actes de la 19th Symposia of the Society for Experimental Biology, Cambridge, U. Press. (Ed), , 19, pp. 205-234.
- Morel, R. 1996. Les sols cultivés, Lavoisier Tec&Doc, Paris, 389 p.
- Morell, I. et J. Sanchez-Perez. 1999. Evaluacion de tomamuestras de capsula porosa bajo condiciones de laboratorio : comparacion entre capsulas de ceramica y ppte. à paraître: 16 p.
- Morlat, R. 1981. Effets comparés de deux techniques d'entretien du sol sur l'enracinement de la vigne et sur le milieu édaphique. *Agronomie* 1(10): pp. 887-896.
- Morlat, R. 1987. Influence du mode d'entretien du sol sur l'alimentation en eau de la vigne en Anjou. Conséquences agronomiques. *Agronomie* 7(3): pp. 183-191.
- Morlat, R., M. Remoué et P. Pinet. 1984. Influence de la densité de plantation et du mode d'entretien du sol sur l'enracinement d'un peuplement de vigne planté en sol favorable. *Agronomie* 4(5): pp. 485-491.
- Moulis, I. 1994. L'enherbement de vignobles méditerranéens : importance de la compétition hydrique vigne/culture intercalaire herbacée en vue d'une maîtrise de la production viticole., ENSAM, Montpellier, 100 p. + annexes.
- Moutonnet, P. et J.C. Fardeau. 1997. Inorganic nitrogen in soil solution collected with tensionic samplers. *Soil Science Society of America Journal* 61: pp. 822-825.
- Moutonnet, P., G. Guiraud et C. Marol. 1989. Le tensiomètre et la teneur en nitrates de la solution de sol. Milieux poreux et transferts hydriques. *Bulletin du GFHN* 26: pp. 11-29.
- Mualem, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research* 12: pp. 513-522.
- Muller, J.C. 1996. Un point sur ... trente ans de lysimétrie en France 1960-1990., Comifer & INRA, 390 p.
- Musy, A. et M. Soutter. 1991. Physique du sol., Presses Polytechniques et Universitaires Romandes., Suisse, Coll. Gérer l'environnement, 335 p.
- Nash, J.E. et J.V. Stutcliffe. 1970. River flow forecasting through conceptual models. Part I. A discussion of principes. *Journals of Hydrology* vol. 68: pp. 67-72.
- Neuman, S.P. 1975. Galerkin approach to unsaturated-unsaturated flow in porous media. In: *Finite elements in fluids*, vol. 1, Viscous flow and hydrodynamics, J.T.O. edited by R.H. Gailagher, C. Taylor and O.C. Zienkiewicz (Ed). John Wiley, New York, , pp. pp. 201-207.
- Normand, B. 1996. Etude expérimentale et modélisation du devenir de l'azote dans le système Sol-Plante-Atmosphère. Thèse de Doctorat Thesis, Grenoble, 190 p.
- Oliveira, M.T. 2001. Modeling water content of a vineyard soil in the Douro Region, Portugal. *Plant and Soil* 233: 213-221.
- Ozier-Lafontaine, H., G. Vercambre et R. Tournebize. 1997. Radiation and transpiration partitioning in a maize-sorghum intercrop : Test and evaluation of two models. *Field Crops Research* 49: pp. 127-145.

- Pagés, L., L. Bruckler, S. Pellerin et F. Lafolie. 1997. Architecture racinaire et absorption hydrique. In L'eau dans l'espace rural. De Riou C., Bonhomme R., Chassin P., Neveu A. et Papy F.: pp. 61-84.
- Parry, S., P. Renault, C. Henu et R. Lensi. 1999. Denitrification in pasture and cropped soil clods as affected by pore space structure. *Soil Biology & Biochemistry*. 31: pp. 493-501.
- Party, J.P. 1990. Les unités de paysage et les sols du vignoble alsacien., CIVA, ARAA, Région Alsace, terroirs et qualité des vins d'Alsace, .
- Passerat de Silans, A., L. Bruckler, J.L. Thony et M. Vauclin. 1989. Numerical modelling of coupled heat and water flows during drying in stratified bare soil : comparison with field observations. *J. of Hydrology*(105): pp. 109-138.
- Penman, H.L. 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. Roy. Soc. London*(A 193): pp. 120-146.
- Perrier, A. 1975. Etude physique de l'évapotranspiration dans les conditions naturelles. 1 : Evaporation et bilan d'énergie des surfaces naturelles. *Ann. agron.* vol 26 / n°1: pp. 1-18.
- Perrin, C. 2000. Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative. Thèse de doctorat Thesis, Cemagref, INP Grenoble, 530 p.
- Perrochet, P. 1987. Water uptake by plant roots : a simulation model. 1. Conceptual model. *Journal of Hydrology* 95: pp. 55-61.
- Philip, J.R. 1966. Plant water relations : some physical aspects. *Annu. Rev. Plant Physiol.* n°28: pp. 71-88.
- Pinder, G.F. et W.G. Gray. 1977. Finite element simulation in surface and subsurface hydrology, San Diego, California, 295 p.
- Poss, R. et H. Saragoni. 1987. Quelques problèmes posés par l'alimentation du bilan hydrique en plein champ. Milieux poreux et transferts hydriques. *Bulletin du GFHN* 22: pp. 31-47.
- Pouget, R. 1984. Action de la concentration de la solution nutritive sur quelques caractéristiques physiologiques et technologiques chez *Vitis vinifera* L. cv. "Cabernet-Sauvignon". 1.- Vigueur, rendement, qualité du moût et du vin. *Agronomie* 4(5): pp. 437-442.
- Rehett Jackson, C. 1992. Hillslope infiltration and lateral downslope unsaturated flow. *Water Resources Research* Vol. 28(N°9): pp. 2533-2539.
- Richards, L.A. 1931. Capillary conduction of liquids through porous media. *Physics* 1: pp. 318-333.
- Richards, L.A. 1960. Advances in soil physics. 7ième Inter. Congress of Soil Science. Madison, Wisconsin, USA A: pp. 67-79.
- Riou, C., P. Pieri et B. Le Clech. 1994. Consommation d'eau de la vigne en conditions hydriques non limitantes. Formulation simplifiée de la transpiration. *Vitis* 33: 109-115.
- Riou, C., C. Valancogne et P. Pieri. 1989. Un modèle simple d'interception du rayonnement solaire par la vigne. *Agronomie* 9: 441-450.

- Ritchie, J.T. 1972. Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resources Research* 8(5): pp. 1204-1212.
- Ritsema, C.J., K. Oostindie et J. Stolte. 1996. Evaluation of vertical and lateral flow through agricultural loessial hillslopes using a two-dimensional computer simulation model. *Hydrological Processes* 10: pp. 1091-1105.
- Ritsema, C.J., J. Stolte, K. Oostindie et E. Van den Elsen. 1996. Measuring and modelling of soil water dynamics and runoff generation in an agricultural loessial hillslope. *Hydrological Processes* 10: pp. 1081-1089.
- Rodrigo, A., S. Recous, C. Neel et B. Mary. 1997. Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils : comparison of nine models. *Ecological Modeling* 102: pp. 325-339.
- Roose, J.E. 1977. Erosion et ruissellement en Afrique de l'Ouest : 20 années de mesures en petites parcelles expérimentales., n°78, 108 p.
- Ruellan, A. et M. Dosso. 1993. Regards sur le sol, Univ. Francophones, UREF, Foucher, AUPELF, Paris, 192 p.
- Ryser, J.P. et J.L. Spring. 1996. Fumure de la vigne. *revue Suisse Vitic. Arboric. Hortic.* 28(1): pp. 69-72.
- Schenck, C. et J.E. Delphin. 1996. Observation de longue durée in situ des principaux paramètres intervenant dans le transfert de l'eau et des nitrates dans les sols cultivés en Alsace., INRA, Colmar, 28 p. + annexes.
- Schloesing, T. et A. Müntz. 1877. Sur la nitrification par les ferments organisés. *C.R. Ac. Sci.* 84: pp. 301-303.
- Sene, K.J. 1994. Parameterisations for energy transfers from a sparse vine crop. *Agricultural and Forest Meteorology.* 71: pp. 1-18.
- Shuttleworth, W.J. et J.C. Wallace. 1985. Evaporation from sparse crop. An energy combination theory. *Quart. J. R. Met. Soc.*(111): pp. 839-855.
- Simunek, J., K. Huang et M.T. Van Genuchten. 1995. The SWMS_3D Code for Simulating Water Flow and Solute Transport in Three-Dimensional Variably-Saturated Media. Version 1.0, U.S. Salinity Laboratory - ARS - USDA, 155 p.
- Simunek, J., M. Sejna et M.T. Van Genuchten. 1996. The HYDRUS-2D Software Package for simulating water flow and solute transport in two-dimensional variably saturated media. Version 1.0, Riverside, Californie, 191 p.
- Simunek, J., T. Vogel et M.T. Van Genuchten. 1994. The SWMS_2D code for simulating water flow and solute transport in two-dimensional variably saturated media. Version 1.2. U.S. Salinity Laboratory, ARS-USDA, Riverside, California, 196 p.
- Sittler, C., CIVA et C.d.C.d.P.d. Thann. 1998. Terroirs des vins d'Alsace et géologie., Région Alsace, Alsace, 20 p.
- Smart, R.E. et B.G. Coombe. 1983. Water relation of grapevines. in : *Water deficits and plant growth*: pp. 137-196.
- Somma, F., J.W. Hopmans et V. Clausnitzer. 1998. Transient three-dimensional modeling of soil water and solute transport with simultaneous root growth, root water and nutrient uptake. *Plant and Soil* 202 : pp. 281-293

- Sossi, L. 1996. Opération Ferti Mieux sur le Piémont Haut-Rhinois. CA 68, Colmar, 31 p.
- Sossi, L. 1997. Le sol fournit naturellement de l'azote. L'Est Agricole et Viticole 7 (14/02): pp. 32 et 35.
- Sotomayor, D. et C. Rice, W. 1996. Denitrification in soil profiles beneath grassland and cultivated soils. Soil Science Society American Journal 60: pp. 1822-1828.
- Spano, D., R.L. Snyder, P. Duce et K.T. Paw U. 2000. Estimating sensible and latent heat flux densities from grapevine canopies using surface renewal. *Agricultural and Forest Meteorology* 104: pp. 171-183.
- Stanford, G. et S.J. Smith. 1972. Nitrogen mineralization potential of soils. Soil Science Society America Proceedings 36: pp. 465-472.
- Stannard, D.I. 1993. Comparison of Penman-Monteith, Shuttleworth-Wallace and modified Priestley-Taylor Evapotranspiration models for wildland vegetation in semiarid Rangeland. *Water Resources Research* 29(5): pp. 1379-1392.
- Stengel, P. et S. Gelin. 1998. Sol : interface fragile, INRA, Paris, 213 p.
- Stolte, J., C.J. Ritsema, G.J. Veerman et W. Hamminga. 1996. Establishing temporally and spatially variable soil hydraulic data for use in a runoff simulation in a loess region of Netherlands. *Hydrological Processes* Vol. 10: pp. 1027-1034.
- Svendsen, H., S. Hansen et H.E. Jensen. 1995. Simulation of crop production, water and nitrogen balances in two German agro-systems using DAISY Model. *Ecological Modeling* 81: pp. 197-212.
- Thony, J.L., G. Vachau et M. Vauclin. 1989. Analyse critique de mesures tensiométriques par capteur de pression portatif. Milieux poreux et transferts hydriques. *Bulletin du GFHN* 25: pp. 11-35.
- Topp, G., J. Davis et A. Annan. 1980. Electromagnetic Determination of Soil Water Content : Measurements in Coaxial Transmission Lines. *Water Resources Research* 16, 3: pp. 574-582.
- Tournebize, R. 1994. Microclimat lumineux et transpiration d'une association arbuste/herbe, en milieu tropical : mesures et modélisation. Thèse de Doctorat Thesis, Univ. Paris-Sud, Orsay, 75 p. + annexes.
- Tournebize, R., H. Sinoquet et F. Bussièrè. 1996. Modelling evapotranspiration partitioning in a shrub/grass alley crop. *Agricultural and Forest Meteorology* 81: pp. 255-272.
- Trambouze, W. 1996. Caractérisation et éléments de modélisation de l'évapotranspiration réelle de la vigne à l'échelle de la parcelle. thèse Thesis, Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomie de Montpellier, 191 p.
- Trambouze, W., P. Bertuzzi et M. Voltz. 1998. Comparison of methods for estimating actual evapotranspiration in a row-cropped vineyard. *Agricultural and Forest Meteorology* 91: pp. 193-208.
- TRIME-FM. 1998. Manuel d'utilisation., MTE Instruments.
- Tron, G., C. Isbérie et P. Chol. 2000. La tensiométrie pour piloter les irrigations. Une gestion raisonnée de la ressource en eau., 247 p.

- Turpin, N., F. Vernier et F. Joncour. 1997. Transferts de nutriments des sols vers les eaux. Influence des pratiques agricoles. Ingénieries - eau-agriculture-territoires 11: pp. 3-16.
- Van Genuchten, M.T. 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society American Journal 44: pp. 892-898.
- Van Genuchten, M.T., F.J. Leij et S.R. Yates. 1991. The RETC Code for quantifying the hydraulic functions., USA, 92 + annexes.
- Van Genuchten, M.T., F.J. Leij et S.R. Yates. 1994. RETC : quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. USSL et EPA: 92 p. + annexes.
- Van Keulen, H. 1975. Simulation of water use and herbage growth in arid refions., Ed. Pudoc., Wageningen, 176 p.
- Varnai, M. 1991. Effects of the different grass species on the season dynamics of the soil nutrients in a hungarian vineyard. in "3ième Symposium International sur la Non Culture de la vigne et les autres techniques d'entretien des sols viticoles." 18/11/1991: pp. 205-210.
- Vauclin, M. 1994. Modélisation du transport de solutés dans la zone non saturée du sol. Revue des Sciences de l'Eau 7: pp. 81-102.
- Verchot, L.V., E. Carlyle Kranklin et J. Wendell Gilliam. 1997. Nitrogen cycling in Piedmont vegetated filter zones. 1. Surface soil processes. Journal of Environmental Quality 26: pp. 327-336.
- Viville, D. 1985. Variabilité spatiale des propriétés physiques et hydriques des sols dans le bassin versant du Ringelbach (Vosges Granitiques), CEREG, Strasbourg, 158 pp.
- Viville, D. et B. Ambroise. 1982. Détermination des courbes de rétention hydrique des sols par la méthode du bac à sable et à kaolin (<pF 2.7). Recherches Géographiques à Strasbourg 19.20.21: pp. 253-256.
- Walch, L., F. Certain et S. Lambert. 1986. Maîtrise du ruissellement et de l'érosion en vignoble de coteaux. Guide à l'usage des aménageurs., 145 p.
- Wallach, R. et D. Zaslavsky. 1991. Lateral flow in a layered profile of an infinite uniform slope. Water Resources Research Vol. 27(N° 8): pp. 1809-1818.
- Weissenberger, A. et J. Tournebize. 2001. Suivi du transfert vers les eaux d'herbicides sur une parcelle du vignoble alsacien. Résultats 98-99 : Eaux superficielles., SRPV-MAP, ENGEES, Strasbourg, 20 p.

ANNEXE 1 : L'ÉVAPOTRANSPIRATION (Allen et al., 1994)

Cette annexe présente l'ensemble des étapes, dans l'ordre d'obtention, pour calculer l'évapotranspiration de Penman-Monteith :

A1.1. Calculs préliminaires

Chaleur latente de vaporisation (MJ kg⁻¹)

$$\lambda = 2,501 - (2,361 \cdot 10^{-3}) \cdot T(^{\circ}\text{C})$$

Pente de la courbe de pression saturante [kPa °C⁻¹]

$$\Delta = \frac{2504 \cdot \exp\left(\frac{17,27T}{T + 237,3}\right)}{(T + 237,3)^2}$$

Constante psychrométrique [kPa °C⁻¹]

$$\gamma = \frac{C_p \cdot P}{\varepsilon \cdot \lambda} \cdot 10^{-3} = 0,00163 \frac{P}{\lambda}$$

Constante psychrométrique modifiée [kPa °C⁻¹]

$$\gamma^* = \gamma \cdot \left(1 + \frac{rs}{ra}\right) \approx \gamma \cdot (1 + 0,34 \cdot U_2) \text{ pour la culture de référence}$$

C_p chaleur spécifique de l'air humide = 1,013 kJ kg⁻¹ °C⁻¹

ε rapport du poids moléculaire de la vapeur d'eau sur l'air sec = 0,622

Pression atmosphérique [kPa]

$$P = P_0 \cdot \left(\frac{T_{k0} - \alpha_1(z - z_0)}{T_{k0}}\right)^{\frac{g}{\alpha_1 R}} = 101,3 \cdot \left(\frac{293 - 0,0065 \cdot z}{293}\right)^{5,26}$$

P₀, z₀, T_{k0} pression atmosphérique, altitude et température (en K) au niveau de la mer,

g accélération gravitationnelle (=9,8 m s⁻²)

R constante des gaz parfait (=287 J kg⁻¹ K⁻¹)

α₁ constant lapse rate moist air (=0,0065 K m⁻¹)

Densité de l'air

$$\rho = \frac{1000 \cdot P}{T_{kv} \cdot R} = 3,486 \cdot \frac{P}{T_{kv}}$$

$$T_{kv} \text{ température virtuelle [K]} = T_k \cdot \left(1 - 0,378 \frac{e_d}{P}\right)^{-1}$$

T_k température absolue [K]

e_d pression de vapeur au point de rosée [kPa]

Pression de vapeur saturante [kPa]

$$e_a = e^\circ(T) = 0,611 \cdot \exp\left(\frac{17,27 \cdot T}{T + 237,3}\right)$$

Pression de vapeur réelle [kPa]

$$e_d = \frac{1}{2} \left[e^\circ(T_{\min}) \cdot \frac{RH_{\max}}{100} + e^\circ(T_{\max}) \cdot \frac{RH_{\min}}{100} \right]$$

RH_{\max} , RH_{\min} humidités relatives journalières extrêmes (max et min)

Déficit de pression de vapeur

$$VPD = (e_a - e_d)$$

Rayonnement extraterrestre journalière [MJ m⁻² d⁻¹]

$$R_a = \frac{24 \cdot 60}{\pi} \cdot G_{sc} \cdot d_r \cdot (\omega_s \sin \varphi \sin \delta + \cos \varphi \cos \delta \sin \omega_s)$$

G_{sc} constante solaire = 0,0820 [MJ m⁻² min⁻¹]

$$D_r \text{ distance relative Terre-Soleil} = 1 + 0,033 \cos\left(\frac{2\pi}{365} J\right)$$

J nombre du jour Julien

$$\delta \text{ déclinaison solaire} = 0,409 \sin\left(\frac{2\pi}{365} J - 1,39\right) [\text{rad}]$$

φ latitude du site [rad]

$$\omega_s \text{ angle solaire horaire} = \arccos(-\tan \varphi \tan \delta) [\text{rad}]$$

Rayonnement net journalière [MJ m⁻² d⁻¹]

$$R_n = R_{ns} + R_{nl}$$

R_{ns} rayonnement net pour les longueurs d'onde courte $(1 - \alpha)R_s$ [MJ m⁻² d⁻¹]

R_s rayonnement global [MJ m⁻² d⁻¹]

α albédo (=0,23 en moyenne pour un gazon)

R_{so} rayonnement solaire par ciel clair = $(0,75 + 2 \cdot 10^{-5} \cdot z) \cdot R_a$ [MJ m⁻² d⁻¹]

z altitude du site [m]

R_{nl} rayonnement net pour les grandes longueurs d'onde [MJ m⁻² d⁻¹]

$$= -(a_c \cdot \frac{R_s}{R_{so}} + b_c) \cdot (a_1 + b_1 \sqrt{e_d}) \cdot \sigma \cdot \frac{(T_{k\max}^4 + T_{k\min}^4)}{2} [\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

σ constante de Stefan-Boltzmann = $4,9 \cdot 10^{-9}$ [MJ m⁻² K⁴ d⁻¹]

a_c , b_c , a_1 , b_1 paramètres recommandés (1,35 ; -0,35 ; 0,34 ; -0,14) respectivement

Densité de flux de chaleur du sol [MJ m⁻² d⁻¹]

$$G = c_s d_s (T_j - T_{j-1})$$

d_s profondeur efficace estimée du sol [m]

c_s capacité calorifique du sol = 2,1 [MJ m⁻³ °C⁻¹]

T_j, T_{j-1} températures moyennes du jour J et du jour J-1

$$\text{Vitesse du vent [m s}^{-1}] U_2 = U_z \frac{\ln\left(\frac{z_2 - d}{z_{om}}\right)}{\ln\left(\frac{z_m - d}{z_{om}}\right)}$$

U_z vitesse du vent moyenne mesurée à la cote z

U_2 vitesse du vent moyenne mesurée à 2 mètres

z_m cote de la mesure de la vitesse du vent

z_2 cote standard à 2 m de la mesure de la vitesse du vent

d zero plane displacement du profil de vent = $\frac{2}{3} h_c$

z_{om} paramètre de rugosité for momentum = $0,123 h_c$

h_c hauteur de culture [0,08 – 0,15 m] = 0,12 dans le cas d'un gazon de référence

Résistance de surface de la culture de référence [s m⁻¹] $r_s = \frac{r_i}{0,5 \cdot LAI} \approx 70$

r_i résistance stomatale d'une feuille simple = 100 pour une période de 24 h

LAI Leaf Area Index, = $24 \cdot h_c$ pour un gazon tondu (clipped)

$$\text{Résistance aérodynamique [s m}^{-1}] r_a = \frac{\ln\left(\frac{z_m - d}{z_{om}}\right) \cdot \ln\left(\frac{z_h - d}{z_{oh}}\right)}{k^2 \cdot U_z}$$

k constante de Von Karman = 0,41

z_h cote des mesures de température et d'humidité

z_{oh} paramètre de rugosité pour les vapeurs de chaleur et d'eau

A1.2. ETP° dite de référence (FAO)

A partir de ces calculs préliminaires, l'évapotranspiration de référence conseillée par la FAO

$$ETP^\circ = \frac{0,408 \Delta \cdot (R_n - G_{cal}) + \gamma \cdot \frac{900}{T + 273} \cdot U_2 \cdot (e_a - e_d)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34 \cdot U_2)}$$

est obtenue à partir :

— de l'équation de **Penman** (1948)

$$ET = \frac{\Delta \cdot R_n + 0,27 \cdot \gamma \cdot (a_w + b_w \cdot U_2) \cdot VPD}{\Delta + \gamma} [L]$$

(a_w et b_w sont des coefficients constants fonction du vent, 1 et 0,864)

— et de l'équation de **Monteith** (1965), faisant intervenir les résistances aérodynamiques et de surface liée à la culture (le vent et le LAI)

$$\lambda ET = \frac{\Delta(R_n - G) + \rho \cdot C_p \cdot \frac{(e_a - e_d)}{r_a}}{\Delta + \gamma \cdot \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \quad [L]$$

A1.3. Détermination de la température de surface

Calcul de T_s (Itier, 1981)

$$\alpha \approx 55 \cdot \left(z_0^{-\frac{1}{3}} - z^{-\frac{1}{3}}\right)^{-\frac{2}{3}}$$

$$H = 45\% \cdot R_n$$

$$R_a = \frac{\rho \cdot C_p \cdot H^{-\frac{1}{3}}}{\alpha^{\frac{2}{3}}}$$

$$T_s = T_a + \frac{H \cdot R_a}{\rho \cdot C_p}$$

A1.4. EvaRsol : Le paramètre A :

Ce paramètre dépend des propriétés du sol, des paramètres climatiques, des variables climatiques dits intrinsèques (dépendant du processus asséchant, de la résistance aérodynamique et de la température de surface). Ainsi nous séparons un terme relié aux paramètres du sol (humidité du sol, structure de la couche de surface) A_{sol} , et un terme relié aux conditions climatiques A_{clim} , d'où :

$$A = \frac{1}{2} \cdot A_{clim} \cdot A_{sol}$$

$$\text{Avec } A_{clim} = \frac{\Delta + \gamma}{\gamma} \cdot \lambda \cdot r_a \cdot D_0$$

$$A_{sol} = \left(\frac{D}{D_0}\right) \cdot (\theta(j) - \theta_r)$$

A1.4.1 A_{clim}

Les paramètres nécessaires au calcul de A_{clim} , comme il s'agit de l'ETP d'un sol nu, dépendent des échanges thermiques entre l'atmosphère et la surface du sol. Nous avons besoin de déterminer la température de surface T_s .

La température de surface du sol influence :

↳ $\lambda(T_s)$, la chaleur latente de vaporisation, selon $\lambda(T_s) = 2,49 \cdot 10^{-9} - 2,25 \cdot 10^{-6} \cdot (T_s - 273)$,

↳ la constante psychrométrique totale selon $\gamma(T_s) = \gamma \cdot \left[1 + 4\sigma \cdot \left(\frac{T_s + T_a}{2}\right)^3 \cdot \frac{r_a}{\rho \cdot C_p}\right]$ et

↳ D_0 le coefficient de diffusion moléculaire, $D_0 = 22,6 \cdot 10^{-6} \cdot \left(\frac{T_s}{273}\right)^{1,81}$.

La température de surface est obtenue à partir des travaux de (Itier, 1981). T_s est fonction de H , flux de chaleur sensible journalier et de la résistance aérodynamique R_a .

A1.4.2 A_{sol}

Les auteurs ont choisi de définir ce paramètre seulement à partir de la texture du sol.

Il dépend alors :

- de la densité apparente du sol notée ρ_a
- du coefficient relatif de diffusion $\frac{D}{D_0} = (\varepsilon - \theta_r)^{\frac{5}{3}}$ avec la porosité $\varepsilon = 1 - \frac{\rho_a}{2,7}$
- de la teneur en eau résiduelle
- la teneur en eau initiale qui est fixée à la capacité au champ, après une pluie.

Ce paramètre peut aussi être déterminé directement à partir d'abaque en supposant que A_{sol} est une fonction de la texture du sol. Dans le cas d'un limon argileux, texture des parcelles d'étude, **A_{sol} vaut 0,15**.

ANNEXE 2 : L'AZOTE

Les nombreuses expressions de la dénitrification :

Modèle	Algorithme	Contraintes et références
CERES-N	$\text{DNR} = [\text{NO}_3^-] \cdot \text{dk} \cdot \text{WF} \cdot \text{TF} \cdot \text{CW}$ $\text{dk} = 6.10^{-4}$ $\text{WF} = 1 - \frac{\theta_{\text{sat}} - \theta}{\theta_{\text{sat}} - \theta_{\text{FC}}}$ $\text{TF} = 0.1 \cdot \exp(0.046 \cdot \text{Ts})$ $\text{CW, C soluble total} = 24.5 + 31 \cdot \text{C} [\text{mg.kg}^{-1}]$	<p>DNR = 0 si $\theta \leq \theta_{\text{FC}}$</p> <p>DNR = 0 si $\text{Ts} < 5^\circ\text{c}$ (Jones and Kiniry 1986)</p>
CREAMS	$\text{DN} = [\text{NO}_3^-] \cdot (1 - \exp(-\text{dkT} \cdot (t - 0.5)))$ $\text{dkT} = \exp(0.0693 \cdot \text{Ta} + \ln(\text{dk}) - 2.4255)$ $\text{dk} = 24 \cdot (0.011 \cdot \text{C} + 0.0025)$	<p>DNR = 0 si $\theta \leq \theta_{\text{FC}}$ (Knisel 1980)</p>
CropSyst	$\text{DN} = [\text{NO}_3^-] \cdot (1 - \exp(-\text{dkWT} \cdot t))$ $\text{dkWT} = \text{dk}_{15} \cdot \text{WF} \cdot \text{TF} [\text{d}^{-1}]$ $\text{dk}_{15}, \text{dk à } 15^\circ\text{c} = 0.01$ $\text{WF} = \exp(0.304 + 2.94 \cdot (\theta_{\text{sat}} - \theta) - 47 \cdot (\theta_{\text{sat}} - \theta)^2)$ $\text{TF} = 0.67 \cdot \exp(0.43 \cdot (\text{Ts} - 10)) \text{ si } \text{Ts} \leq 10^\circ\text{c}$ $\text{TF} = \exp(0.08 \cdot (\text{Ts} - 15)) \text{ si } \text{Ts} > 10^\circ\text{c}$	<p>(Stöckle and Nelson 1995)</p>
EPIC	$\text{DN} = [\text{NO}_3^-] \cdot [1 - \exp(-1.4 \cdot \text{TF} \cdot \text{C} \cdot t)]$ $\text{TF} = \frac{\text{Ts}}{\text{Ts} + \exp(9.93 - 0.312 \cdot \text{Ts})}$	<p>DNR = 0 si $\theta \leq 0.9 \cdot \theta_{\text{sat}}$</p> <p>DNR = 0 si $\text{Ts} \leq 0^\circ\text{c}$ (Sharpley and Williams 1990)</p>
NLEAP	$\text{DNR} = [\text{NO}_3^-] \cdot \text{dk} \cdot \text{TF} \cdot [\text{twet} + \text{WF} \cdot (t - \text{twet})]$ $\text{WF} = 0.000304 \cdot \exp(0.0815 \cdot \frac{\theta}{\theta_{\text{sat}}})$ $\text{TF} = 0.07 \cdot \exp(0.076 \cdot \text{Ts})$	<p>(Shaffer, Havorson et al. 1989)</p>
GLEAMS	$\text{DN} = [\text{NO}_3^-] \cdot [1 - \exp(-\text{dk} \cdot \text{WF} \cdot \text{TF} \cdot t)]$ $\text{dk} = 24 \cdot (0.022 \cdot \text{C} + 0.0042)$ $\text{WF} = \frac{\theta - (\theta_{\text{FC}} + 0.1 \cdot (\theta_{\text{sat}} - \theta_{\text{FC}}))}{\theta_{\text{sat}} - (\theta_{\text{FC}} + 0.1 \cdot (\theta_{\text{sat}} - \theta_{\text{FC}}))}$ $\text{TF} = \frac{\text{Ts}}{\text{Ts} + \exp(9.93 - 0.312 \cdot \text{Ts})}$	<p>DNR = 0 si</p> <p>$\theta < \theta_{\text{FC}}$</p> <p>$-(\theta_{\text{FC}} + 0.1 \cdot (\theta_{\text{sat}} - \theta_{\text{FC}}))$ (Leonard, Knisel et al. 1987)</p>

Tableau : Notation t, le temps [d] ; $[\text{NO}_3^-]$ quantité d'azote $[\text{mg.kg}^{-1}]$; $\text{DNR} = \text{dNO}_3/\text{dt}$: taux de dénitrification $[\text{mgN.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}]$; DN , quantité de nitrate dénitrifié pendant un temps t ; θ teneur en eau $[\text{m}^3.\text{m}^{-3}]$; θ_{FC} teneur en eau à la capacité au champ ; θ_{sat} teneur en eau à saturation ; Ts température du sol $[\text{°C}]$; Ta : température de l'air ; C carbone organique du sol [%] ; CW carbone total soluble dans l'eau $[\text{mg.kg}^{-1}]$, dk constante de dénitrification $[\text{d}^{-1}]$; WF fonction correctrice d'humidité ; TF fonction correctrice de température. Source (Marchetti, Donatelli et al. 1997)

ANNEXE 3 : LA TECHNIQUE D'ENHERBEMENT

De façon générale : le cavaillon doit toujours être propre et donc désherbé / il faut obtenir une surface couverte optimale en considérant l'espèce végétale la plus adaptée au contexte pédo-climatique.

L'ENHERBEMENT DANS LE TEMPS :

Permanent	L'enherbement occupe le sol de façon permanente d'une année sur l'autre et fournit ainsi une couverture maximale dans le temps. La couverture se renouvelle annuellement.
Temporaire	Ce type d'enherbement se limite à une couverture temporelle hivernale. Souvent dû à des terrains très argileux où la concurrence hydrique est très forte, cette solution présente de moindres avantages par rapport à l'enherbement permanent (notamment en terme de temps de travail : resemis tous les ans). Par ailleurs, cette solution présente l'intérêt d'être employée sur les vignes jeunes (encore très sensibles à la concurrence hydrique) pour limiter le ravinement.
Enherbement avant plantation	L'année suivant l'arrachage est prévue pour l'aménagement des parcelles. Si les travaux sont finis au printemps, l'enherbement est une bonne solution pour la protection du sol alors dépourvu de toute couverture (contre l'érosion, contrôle développement adventice, protection structure du sol, piège à nitrates...)

L'ENHERBEMENT DANS L'ESPACE :

TOUS LES RANGS	DANS UN CONTEXTE PEDO-CLIMATIQUE OPTIMAL EN TERME D'ALIMENTATION ET DE STOCKAGE DE L'EAU DANS LE SOL.
UN RANG SUR DEUX	CONSEILLE DANS LA PLUPART DES CAS POUR LIMITER LE DEFICIT HYDRIQUE ENGENDRE PAR L'HERBE. DANS LE CAS D'UNE PLUVIOMETRIE TROP FAIBLE, IL EST MEME INDIQUE DE DESHERBER CHIMIQUEMENT POUR LIMITER LA PERTE EN EAU.
ENHERBEMENT DES TOURNIERES	"POUR EVITER LE RAVINEMENT EN BAS DES PARCELLES ET POUR UNE BONNE ESTHETIQUE DU VIGNOBLE, LES TOURNIERES DEVRAIENT ETRE ENHERBEES ENTIEREMENT"

Récapitulatif des différents enherbements

L'enherbement dans sa composition :

Il est possible d'utiliser différentes espèces et variétés herbacées. Ce choix est essentiellement défini dans le cadre d'une limitation de la concurrence hydrique dans un contexte pédo-climatique particulier.

- dans le cas d'un enherbement permanent contrôlé, voici quelques exemples de graminées classés par ordre croissant en terme de concurrence hydrique : les Fétuques Ovines / les Fétuques Rouges (1/2 traçantes et gazonnantes) / les Paturins des prés / les Agrostides et Fétuques Rouges traçantes / les Ray-grass Anglais / les Fétuques et les Dactyles. En considérant le taux d'argile, il est ensuite possible de sélectionner la composition la plus adaptée aux conditions du terrain.

Néanmoins, le choix de composition est également déterminé par la technique utilisée :

- dans le cas d'un enherbement temporaire, il paraît préférable d'utiliser du seigle pour une bonne protection des sols en hiver.

- un enherbement permanent peut être complété par un enherbement naturel composé de la flore du secteur (sans intérêt agronomique mais intéressant en terme de protection des sols). Un autre type de complément existe avec le trèfle souterrain qui convient à tout type de sol. Ce dernier présente néanmoins des risques par sa nature de légumineuse et donc par son potentiel à relâcher de l'azote dans le sol en automne.

Implantation rapide	Ray-grass anglais Fétuques rouges <i>plus difficile:</i> Paturin Fétuques ovines
Couverture du sol	Fétuques rouges traçantes ou demi traçantes Agrostides
Longévité et résistance aux passages	Ray-grass anglais, faible longévité mais bonne d'engins résistance aux passages d'engins Fétuques et Paturins, bonne longévité mais moins bonne résistance aux passages d'engins
Concurrence vis-à-vis de la vigne	Fétuques élevées, dactyles et Ray-Grass, forte concurrence possible Ray-Grass pour gazon, moins agressifs, moins exigeants mais à croissance lente Fétuques ovines Fétuques rouges demi traçantes et gazonnantes Pâturins des prés, présentant la plus faible concurrence Agrostides et Fétuques rouges traçantes Ray-Grass anglais Fétuques et Dactyles

Caractéristiques des gazons et graminées utilisés pour l'enherbement. [d'après (ARAA 1997)]

COMPARAISON DES EFFETS SUR LES SOLS DE TROIS METHODES CULTURALES				
Caractéristiques physico-chimiques du sol	Non culture entre les rangs	Travail mécanique	Enherbement	
Enrichissement du sol en matière organique		+	+	
Stimulation de l'activité biologique du sol				
<i>Microbiennes</i>		+	+++	
<i>Macrofaunes</i>	+	++	++	
Réductions des teneurs en résidus d'herbicides	+	(++)	+++	
Diminution des risques de pollution par les nitrates	+	+	+++	
Améliorations de la structure du sol	+	++	+++	
Réduction du tassement	+	++	+++	
Amélioration de l'infiltration de l'eau		++	+++	
Limitation de l'érosion pluviale		+	+++	
Ruissellement			+++(-)	
<i>Perte en terre</i>	+			
Effets : + faible ++ moyen +++ élevé	(++) : absence de désherbage chimique sur le rang (-) : risques accrus au cours de la première saison pluvieuse suivant l'implantation de l'enherbement			

Comparaison des effets des trois techniques d'entretien des sols viticoles : non-culture entre les rangs, travail mécanique, enherbement, sur les caractéristiques physico-chimiques d'un sol (inspiré de (Moulis 1994)).

Type de sol	Taux d'argile supérieur à 25 %	Taux d'argile entre 15 et 25 %	Taux d'argile inférieur à 15 %
Enherbement	Enherbement possible tous les rangs	Enherbement un rang sur deux	Pas d'enherbement permanent
Espèces à semer	*mélange à base de : Ray-Grass Anglais jusqu'à 40 %, Fétuque rouge, Paturin des prés ou *Ray-Grass Anglais semé pur (variétés pour gazon)	*mélange à base de : Ray-Grass Anglais ne dépassant pas 10%, Fétuque rouge, Paturin des prés ou Fétuque rouge semée pure	Privilégier les semis de seigle (120 kg/ha) ou de trèfle souterrain (30 kg/ha)

Choix des espèces en fonction du type de sol. [ARAA, 1997]

ANNEXE 4 : LA VIGNE

	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre		
La plante et ses réserves	Préparation à la croissance et lente évolution des réserves						Croissance globale active (mobilisation progressive des réserves)				Aouïement et maturation globale	Reconstitution des réserves		
Bourgeons	Fin de dormance	Levées de dormance	Post-dormance		Pré-débourrement et acquisition des potentiels de croissance		Débourrement	Post-débourrement et reprise de l'organogénèse (différentiation florale)	Organisa-tion du bourgeon		Pré-dormance	Entrée en dormance	Dormance	
Production des baies	Chute des feuilles								Croissance des inflorescences et sporogènes	Nouaison et Floraison	PHASE I : "Raisins verts"	PHASE II : Véraison	PHASE III : Grossissement des cellules	
Travaux cultureux (non spécifique à l'Alsace)						Plantation		Rognage			Vendanges			
	Taille								Effeuilage					
	Travail du sol (superficiel) Et Travail du sol (décompactage)						Travail du sol (Déchaussage)						Travail du sol (superficiel)	
Nutrition et traitements chimiques courants	Désherbage						Fertilisation		Nutrition foliaire		Désherbage			
	Traitements d'hiver (Eutypiose, nécrose, esca...)						Epamprage Chimique		Eclaircissage Chimique					

Tableau des travaux, stades de développement de la vigne (synthèse de document).



STADES REPERES DE LA VIGNE

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA FORÊT - SERVICES DE LA PROTECTION DES VÉGÉTAUX



01 - Repos d'hiver



02 - Bourgeon dans le coton



05 - Pointe verte de la pousse visible



06 - Eclatement des bourgeons



09 - 2 ou 3 feuilles étalées



12 - 5 ou 6 feuilles étalées
inflorescences visibles



15 - Boutons floraux encore agglomérés



17 - Boutons floraux séparés



23 - Pleine floraison



27 - Nuaison



29 - Baies à taille de grains de plomb



31 - Baies à taille de pois



33 - Fermeture de la grappe



35 - Début véraison



37 - Fin véraison

protha - S.R.P.V. Aquitaine

Janvier 1992

Photographies de différents stades phénologiques de la vigne (SRPV, Bordeaux)

ANNEXE 5 : STICS

Présentation bien choisie du logiciel STICS

WINSTICS : Application de STICS sous WINDOWS

WINSTICS correspond au modèle STICS, tournant sous WINDOWS. Cet outil offre un environnement convivial pour la gestion des entrées et sorties des modèles, ainsi que pour leur utilisation opérationnelle.

En entrée, on dispose de :

- Quatre types de fichiers de paramètres :

Paramètres plante (*.plt)

Paramètres sol (param.sol)

Paramètres culturaux (*.tec)

Paramètres généraux (param.par)

- Un module de fichiers climatiques.

- Un module de création de fichiers d'indices foliaires (LAI). Ce module permet de générer un fichier continu de valeurs de LAI, en réalisant une interpolation à partir de valeurs observées discontinues dans le temps.

- Un module de création de fichiers de données observées. Ces données pourront être comparées en sortie aux variables calculées (simulées) par STICS.

Le lancement d'une simulation demande de choisir une plante, un sol, un itinéraire technique, un climat. Il n'y a pas de choix à effectuer concernant les paramètres généraux, car le fichier est unique. La simulation pourra être lancée après le choix d'un modèle :

- STICS-F (feuille) avec forçage des indices foliaires (lecture des LAI)

- STICS-G avec calcul automatique des indices foliaires.

Pour chaque modèle, on peut prendre l'option cultures associées ou culture pure, ce qui offre quatre possibilités différentes.

Quand l'ensemble de ces choix est réalisé, l'unité de simulation (*USM*) est créée et le modèle peut être exécuté.

Les sorties sont visualisables sous deux formes :

- Un fichier bilan, qui donne le bilan de la simulation sous la forme de deux pages de texte. Il récapitule les données d'entrée, les stades de développement de la culture, les paramètres de croissance et développement, les bilans d'eau et d'azote.

- Visualisation graphique de l'ensemble des données de sorties (par deux au maximum). Il s'agit de la mise en forme du fichier de sorties exposant l'ensemble des données de sortie, à raison d'une ligne par jour. Ces données peuvent être comparées au fichier de données observées.

L'intérêt du logiciel pour le projet EVA et les objectifs dans le cadre du mémoire sont détaillés dans la partie 3 (Adaptation du logiciel STICS à la vigne) suivante.

1. Ensembles des paramètres du fichier plante : vign1.PLT

Les paramètres apparaissent dans l'ordre du fichier

Paramètre	Définition	Valeur	Justification
Codeplante	code de la plante (3 caractères)	vig	
Codeindetermin	croissance déterminée (0) ou indéterminée (1)	0	voir rapport principal : Partie 3 / 34.
Codelegum	plante légumineuse (1) ou non (0)	0	plante non légumineuse
C3C4	type de photosynthèse : C3 ou C4	3	Huglin et Schneider, 1998
Vmax2	vitesse d'absorption rapide des nitrates (moles/cm/h)	0,05	gliricidia par défaut
Tdmin	température seuil minimale pour le développement (°C)	10	Huglin et Schneider, 1998
Tdmax	température seuil maximale pour le développement (°C)	35	Huglin et Schneider, 1998
Stdrpsen	cumul d'unités de développement entre les stades DRP et SEN (degrés jour)	1026	Correspondance calculée
Stsenfir	cumul d'unités de développement entre les stades SEN et FIR (degrés jour)	0	Correspondance calculée

Stfirmat	cumul d'unités de développement entre les stades FIR et MAT (degrés jour)	0	Correspondance calculée
Phobase	photopériode de base (heures)	999	plante non photopériodique
Phosat	photopériode saturante	999	plante non photopériodique
Tgmin	température seuil minimale pour la levée (°C)	10	Huglin et Schneider, 1998
Stpltger	cumul d'unités de développement permettant la germination (degrés jour)	?	ne nous concerne pas (simulation commence au débourrement)
Belong	paramètre de la courbe d'élongation du coléoptile	?	ne nous concerne pas (simulation commence au débourrement)
Celong	paramètre de la courbe d'élongation du coléoptile	?	ne nous concerne pas (simulation commence au débourrement)
Dlaimax	vitesse maximale de mise en place du LAI (m ² feuille/m ² sol/degré jour)	0,0162	Calculé
Bdens	densité minimale à partir de laquelle il y a compétition entre les plantes pour la croissance foliaire (plantes/m ²)	10	Supérieur à la densité réelle, pour qu'il n'y ait pas de compétition
Extin	coefficient d'extinction du PAR dans le couvert végétal (sans dimension)	0,25	Brisson, communication personnelle, mais ne joue pas avec module de transfert radiatif (activé dans notre cas)
Codetransrad	transfert radiatif (1) ou pas (0)	1	permet de simuler les cultures en rang
Ktrou	coefficient d'extinction du rayonnement traversant la forme	1	Brisson, communication personnelle
Dfol	densité foliaire dans la forme (m ² m ⁻³)	8,6	Brisson, Tournebize, Sinoquet, 1998
Forme	forme du profil de densité foliaire : rectangle (1) ou triangle (2)	2	Brisson, Tournebize, Sinoquet, 1999
Rapforme	épaisseur/largeur	3,25	130/40
Hautbase	hauteur de base de la culture (m)	0,7	
Hautmax	hauteur maximale de la culture (m)	2	
Tcmin	température minimale de croissance (°C)	10	Huglin et Schneider, 1998
Tcmax	température maximale de croissance (°C)	35	Huglin et Schneider, 1998
Tcopt	température optimale de croissance (°C)	25	Huglin et Schneider, 1998
Efcroiveg	efficacité de conversion pendant la phase végétative (g MJ ⁻¹)	4,2	gliricidia par défaut
Efcroirepro	efficacité de conversion pendant la phase de remplissage des grains (g MJ ⁻¹)	3,8	gliricidia par défaut
Msaer0	seuil de matière sèche correspondant à des racines	0	gliricidia par défaut
Nbjgrain	période de latence pour calculer le nombre de grains (nb de jours avant le stade DRP)	20	gliricidia par défaut
Cgrain	nb de grains produits par g MS/j en moyenne pendant les nbjgrain précédents le stade DRP (grains/gMS j)	152	gliricidia par défaut
Cgrainv0	nb de grains produits à vitesse de croissance nulle (grains/m ²)	0	On considère qu'à croissance nulle, aucun fruit n'est produit
Viticarb	vitesse d'augmentation de l'indice de récolte carbone (g grain/g plante/j)	0,01	gliricidia par défaut
Vitirazo	vitesse d'augmentation de l'indice de récolte azote (g N grain/g N plante/j)	0,00114	gliricidia par défaut
Sbv	croissance foliaire maximale autorisée par unité de biomasse accumulée dans la plante (cm ² g ⁻¹)	?	ne nous concerne pas (croissance déterminée)

Afruitpot	nb maximal de fruits noués par jour		? ne nous concerne pas (croissance déterminée)
Duréefruit	durée de remplissage d'un fruit (somme de degrés jour)		? ne nous concerne pas (croissance déterminée)
Irmx	indice de récolte maximal (MS récoltée/MS produite dans)	70%	Calculée
Kmax	coefficient cultural maximal de la culture/ETP utilisée	1	Normalement kmax vigne = 0,6 mais le modèle ne prévoit pas la possibilité kmax<1
Psisto	valeur absolue du potentiel de fermeture stomatique (bars)	13	Schneider, communication orale
Psiturg	valeur absolue du potentiel de début de diminution de l'expansion cellulaire (bars)	7	Schneider, communication orale
Zprlim	profondeur maximale du profil racinaire pour le profil de référence (cm)		? ne nous concerne pas (option nouvelle densité racinaire dans fichier paramètres)
Zpente	profondeur du niveau où la densité racinaire est réduite de moitié par rapport à la surface pour le profil de référence (cm)		? ne nous concerne pas (option nouvelle densité racinaire dans fichier paramètres)
Croirac	vitesse de croissance du front racinaire (cm/degré jour)	0,15	Gliricidia par défaut
Draclong	croissance racinaire maximale (cm racines /plante/degré jour)	1000	Gliricidia par défaut
Debsenrac	durée de vie des racines (degrés jour)	2500	Gliricidia par défaut
Densinitial (1)	densité racinaire initiale dans l'horizon 1 (cm cm ⁻³)	0,18	Mesurée
Densinitial (2)	densité racinaire initiale dans l'horizon 2 (cm cm ⁻³)	0,12	Mesurée
Densinitial (3)	densité racinaire initiale dans l'horizon 3 (cm cm ⁻³)	0,11	Mesurée
Densinitial (4)	densité racinaire initiale dans l'horizon 4 (cm cm ⁻³)	0,15	Mesurée
Densinitial (5)	densité racinaire initiale dans l'horizon 5 (cm cm ⁻³)	0	Mesurée
Rsmn	résistance du couvert minimale utile pour calcul des besoins en eau par Shuttleworth&Wallace, 999 sinon	999	A déterminer pour simuler association vigne/herbe
Mouillabil	capacité maximale de rétention d'eau sur le feuillage (mm LAI ⁻¹)	0	rétention d'eau par les feuilles non prise en compte
Kstemflowmax	proportion de la pluie soustraite à l'interception par le stemflow	0	Stemflow non pris en compte
Kstemlfow	paramètre reliant LAI à stemflow	0	Stemflow non pris en compte
H2Oplante	teneur en eau de la plante (g eau/g MF)	0,18	Teneur en eau des rameaux d'après Huglin et Schneider, 1998 (STICS ne prend pas en compte tout ce qui est ligneux)
H2Ogrmat	teneur en eau du grain à la maturité physiologique (g eau/g grain frais)	0,76	= H2Ograin ; mais doit être supérieur
H2Ograin	teneur en eau du grain à la récolte (g eau/g grain frais)	0,75	Huglin et Schneider, 1998
Dessecgrain	vitesse de dessèchement du grain (g eau/g MF/°C)	0	pas de dessèchement du grain avant la récolte
Ratiosen	proportion de matière sèche sénescence 0 quand inactif)	0	inactif, paramètre pour les cultures fourragères
Stlevsenms	début de la sénescence		? inactif, paramètre pour les cultures fourragères
Coefmshaut	paramètre de proportionnalité entre biomasse et hauteur utile pour les cultures fauchées		? inactif, culture non fauchée
Jvc	nombre de jours vernalisants	0	pas de vernalisation

Stlevamf	cumul d'unités de développement entre les stades LEVF et AMF (degrés jour)	281	Correspondance calculée
Stamflax	cumul d'unités de développement entre les stades AMF et LAX (degrés jour)	62,9	Correspondance calculée
Stlaxdrp	cumul d'unités de développement entre les stades ALX et DRP (degrés jour)	7,1	Correspondance calculée
Pgrainmaxi	poids maximal d'un grain (g MS)	0,5	Schneider : 2g à 25% MS
Adens	paramètre de compensation entre nombre de tiges et densité de plante (sans dimension)	0	Pas de compétition
Elmax	élongation maximale du coléoptile/hypocotyle à l'obscurité (mm)	0	pas pris en compte, la simulation commence à la levée (débourrement)

2. Indices de récolte calculés.

récolte kg/souche		Poids sarments kg/souche		Indice de Récolte
MF	MS (0.25%)	MF	MS (0.82%)	
4,502	1,1255	0,945	0,7749	59,22
5,682	1,4205	0,77	0,6314	69,23
4,552	1,138	0,907	0,74374	60,48
4,815	1,20375	0,736	0,60352	66,61
4,905	1,22625	0,828	0,67896	64,36
3,720	0,93	1,091	0,89462	50,97
2,148	0,537	0,573	0,46986	53,33
3,668	0,917	0,627	0,51414	64,07
2,740	0,685	0,687	0,56334	54,87
4,348	1,087	0,638	0,52316	67,51
4,174	1,0435	0,756	0,61992	62,73
4,453	1,11325	0,67	0,5494	66,96
5,290	1,3225	0,86	0,7052	65,22
5,048	1,262	0,778	0,63796	66,42
4,444	1,111	0,733	0,60106	64,89
3,822	0,9555	0,908	0,74456	56,20
2,162	0,5405	0,463	0,37966	58,74
3,708	0,927	0,574	0,47068	66,32
2,908	0,727	0,572	0,46904	60,78
4,057	1,01425	0,652	0,53464	65,48

3. Ensembles des paramètres du fichier technique : *vigne.tec*

Les paramètres apparaissent dans l'ordre du fichier

Paramètre	Définition	Valeur	Justification
<i>Iplt</i>	date de semis dans le calendrier julien	112	Correspondance calculée
<i>Ilev</i>	jour du stade <i>LEV</i> (levée) dans le calendrier julien	112	Correspondance calculée
<i>Iamf</i>	jour du stade <i>AMF</i> (accélération maximale de croissance foliaire) dans le calendrier julien	161	Correspondance calculée
<i>Ilax</i>	jour du stade <i>LAX</i> (indice foliaire maximal) dans le calendrier julien	170	Correspondance calculée
<i>Idrp</i>	jour du stade <i>DRP</i> (début de remplissage des grains) dans le calendrier julien	171	Correspondance calculée
<i>Isen</i>	jour du stade <i>SEN</i> (début de sénescence) dans le calendrier julien	277	Correspondance calculée
<i>Ifir</i>	jour du stade <i>FIR</i> (fin d'augmentation de l'indice de récolte) dans le calendrier julien	278	Correspondance calculée

<i>Imat</i>	jour du stade <i>MAT</i> (grain à maturité physiologique) dans le calendrier julien	278	Correspondance calculée
<i>Irec</i>	jour du stade <i>REC</i> (récolte) dans le calendrier julien	278	Correspondance calculée
<i>Irecbutoire</i>	jour de récolte butoir (si la plante n'a pas fini son cycle à cette date, la récolte est imposée)	279	le cycle s'arrête après la récolte
<i>Profsem</i>	profondeur de semis (cm)	1	pas de semis, mais valeur nécessaire pour fonctionnement du modèle
<i>Effir</i>	efficacité de l'irrigation	0	pas d'irrigation
<i>Nap</i>	nombre d'irrigations	---	pas d'irrigation
<i>Locirrig</i>	code de localisation de l'irrigation	1	pas d'irrigation
<i>Ratiol</i>	seuil de satisfaction des besoins en eau pour la calcul des irrigations	0	pas d'irrigation
<i>Dosimx</i>	dose maximale d'irrigation (mm/j)	0	pas d'irrigation
<i>Profmes</i>	profondeur de mesure de la réserve en eau du sol (cm)	120	réserve en eau mesurée sur la totalité du sol
<i>Zlabour</i>	profondeur de labour (cm)	0	pas de labour ; paramètre ne joue pas avec l'option <i>nouvdenracs</i> (fichier plante)
<i>EffN</i>	efficacité des apports d'engrais	0	pas de fertilisation
<i>NapN</i>	nombre de fertilisations	0	pas de fertilisation
<i>RatioN</i>	limite de stres azoté admis pour le calcul automatique des fertilisations	0	pas de fertilisation
<i>DosimxN</i>	quantité maximale de fertilisants autorisés à chaque pas de temps (kgN/ha)	0	pas de fertilisation
<i>Jultrav</i>	jour d'incorporation des résidus de culture dans le calendrier julien	2	
<i>Qres</i>	quantité de résidus incorporés (t MS/ha)	3,150	Estimée
<i>CsurNres</i>	rapport C/N des résidus	69	Levy, Jacquet, Barciot, 1964
<i>Proftrav</i>	profondeur d'incorporation des résidus (cm)	1	résidus non incorporés, mais valeur obligatoire
<i>Gpreco</i>	nombre de variétés	1	une seule variété (Riesling)
<i>Densite</i>	densité de semis (plantes/m ²)	0,38	Calculée
<i>Interrang</i>	distance entre les rangs (cm) nécessaire si utilisation du module de transferts radiatifs	1,6	valeur mesurée
<i>Orientrang</i>	orientation des rangs par rapport au nord (NS = 0) nécessaire si utilisation du module de transferts radiatifs (en rad)	1,57	orientation Est : $\pi/2$ rad
<i>Concirr</i>	concentration en azote des eaux d'irrigation (kg/mm)	0	pas d'irrigation
<i>Ressuite</i>	code donnant le type de résidus laissés pour la culture suivante	rien	pas de résidus pour la culture suivante
<i>lai0</i>	valeur de LAI à la plantation	0	pas de plantation (culture déjà en place)
<i>msres0</i>	valeur de matière sèche à la plantation	0	pas de plantation (culture déjà en place)
<i>Effeuil</i>	effeuillage : proportion de LAI retirée	0	pas d'effeuillage
<i>Codeinstal</i>	1 si le système racinaire est déjà installé (culture pérene)	1	Système racinaire déjà en place
<i>Codefauche</i>	code deu type de fauche	999	pas de fauche
<i>Hautcoupdefaut</i>	hauteur de coupe par défaut (m)	0	pas de fauche
<i>Stadecoupedf</i>	stade de développement définissant la date de coupe	---	pas de fauche
<i>Mscoupemini</i>	seuil de matière sèche à atteindre pour qu'il y ait fauche (t ha ⁻¹)	---	pas de fauche
<i>Julfauche</i>	jour de fauche dans le calendrier julien	0	pas de fauche

ANNEXE 6 : ETUDES PEDOLOGIQUE ET DE TERRAIN

1. Profil pédologique

Rapport de Dominique Schwartz

Profil effectué le 4 mai 1999

Commune de Rouffach, domaine du Hohrain

Fosse n°1 : Parcelle enherbée, partie basse,

Semelle de labour 30 cm

Loess remanié jusqu'à 2.10 m. Au dessus de 1.20 m matériel remanié.

1.20 m mise en culture, dégoulaine, homogène en couleur, structure fragile, fine.

Effervescence vive sol calcaire généralisée, grès jaune de Rouffach en profondeur

2.70 m à la tarière, strate sédimentaire.

0-0.15 : AP1 Structure très fine en surface, polyédrique lamellée.

0.15-0.4 : AP2 Structure angulée avec sur structure lamellaire (compaction lié au travail du sol, moins de percolation) semelle de labour avant plantation, structure peu développée

0.4-0.8 : B,C Progressif, homogène, colluvion, biologie lombric (ver anesique, de haut en bas), loess 2R-2C

0.8-1.20 : Présence de galeries, matière organique, porosité

Couleur :

C 10YR-5Y-5/4

BC 10YR-4/3

B 10YR-3/4

Fosse n°2 : Parcelle désherbée, partie basse, située à 16 m de l'autre .

Présence d'une strate, dépôt sédimentaire, loess remanié, colluvion.

Il semblerait qu'à cet endroit se situe un ancien chenal : le fond est constitué de galets provenant du conglomérat oligocène. Plusieurs strates se distinguent à la base, qui correspond à des dépôts de l'ancien chenal, (une strate d'argile presque pure avec bloc rocheux).

Reprécipitation de calcaire à la base, pseudo mycélium, pente du chenal.

Des horizons AP1 à B, le profil apparaît très similaire à celui rencontré dans la fosse 1, avec cependant comme différence une présence plus marquée d'éléments grossiers. Les galeries des vers anéciques se prolongent jusqu'à 1.20 m de profondeur.

0-0.2 : AP1 Semelle de labour, question dans le rang ou pas (passage d'engin)

0.2-0.35 : AP2 Moins de galeries, calcaire, plus argileux, pseudo mycélium

0.4-1.2 : B Pseudo mycélium, avec éléments grossiers calcaires

1.2-1.6 : 2C Loess remanié

1.6-2.7 : R Grès remanié, avec présence d'argile

Fosse n°3 : parcelle désherbée, partie haute, plantée en 1954,

Fosse située en bordure d'un chemin remblayé aux alentours de 1960 (les chemins étaient à cette époque creux et profonds de 2 m). En pente, altération oligocène à 2.9 m, galet calcaire, conglomérat, au dessus très argileux. Bonne micro-porosité, bonne activité biologique, racines jusqu'à 3 m.

0-0.2 : AP1 Remblais

0.2-0.45 : AP2 Remblais

0.45-1.2 : A1 B Pseudo mycélium compact, micro-polyèdres relativement anguleux, avec une transition progressive jusqu'au loess remanié (colluvion), s'étalant de 0.4 à 1 m

1.2-2.7 : C Loess remanié (pas de poupée), galet silex en fond.

Classification FAO : Sol brun calcaire, sol peu évolué

CPCS (commission de pédologie et de classification des sols, 1967), CALCOSOL

Sol carbonaté

2. Granulométrie

Les suffixes chiffrés correspondent aux profondeurs de mesure, en cm.

DH : Désherbée Haute

DB : Désherbée Basse

EB : Enherbée Basse

Réf Echantillon	Sable	Limon	Fine
DH-ROU 0-10	0,00	73,50	26,40
DH-ROU 10-20	0,00	79,16	20,95
DH-ROU 20-30	0,00	70,50	29,46
DH-ROU 30-40	0,00	73,15	24,36
DH-ROU 40-50	0,00	72,25	27,76
DH-ROU 50-60	0,00	76,48	23,54
DH-ROU 60-70	0,10	74,45	25,47
DH-ROU 70-80	0,00	71,95	28,06
DH-ROU 80-90	0,12	77,05	23,39
DH-ROU 90-100	0,13	79,35	20,53
DH-ROU 100-110	0,00	75,55	24,44
DH-ROU 110-120	0,00	78,79	21,74
DH-ROU 120-130	0,00	69,18	30,84
DH-ROU 130-140	1,50	81,05	17,46
DH-ROU 140-150	0,00	74,23	25,73
DH-ROU 150-160	0,00	75,37	24,66
DH-ROU 160-170	0,12	78,63	21,23
DH-ROU 170-180	0,64	78,42	20,90
DH-ROU 200	5,94	78,23	15,80
DH-ROU 230	0,29	80,89	18,83
DH-ROU 250	0,00	75,18	24,79
DH-ROU 270	0,00	72,45	27,58
Moyenne	0,40	75,72	23,81
Ecart type	1,28	3,36	3,86
Min	0,00	69,18	15,80
Max	5,94	81,05	30,84

Tableau des analyses granulométriques dans la fosse en haut de parcelle dés herbée.

Réf Echantillon	Sable	Limon	Fine
DB-ROU 0-10	0,00	78,56	21,38
DB-ROU 10-20	0,50	78,54	20,95
DB-ROU 20-30	0,00	72,70	29,60
DB-ROU 30-40	0,00	71,94	28,06
DB-ROU 40-50	0,11	72,40	27,76
DB-ROU 50-60	0,00	75,54	24,45
DB-ROU 60-70	0,00	67,47	32,58
DB-ROU 70-80	0,00	74,04	26,00
DB-ROU 80-90	0,00	73,49	23,39
DB-ROU 100-110	0,00	71,88	28,13
DB-ROU 110-120	0,00	77,64	22,34
DB-ROU 130-140	0,14	75,88	30,84
DB-ROU 120-130	0,00	68,80	31,21
DB-ROU 140-150	0,00	72,80	27,16
Moyenne	0,05	73,69	26,70
Ecart type	0,14	3,32	3,75
Min	0,00	67,47	20,95
Max	0,50	78,56	32,58

Tableau des analyses granulométriques dans la fosse en bas de parcelle dés herbée.

Réf Echantillon	Sable	Limon	Fine
EB-ROU 0-10	0,00	69,94	30,04
EB-ROU 10-20	0,00	68,95	31,03
EB-ROU 20-30	0,00	68,88	31,10
EB-ROU 30-40	0,00	60,07	39,96
EB-ROU 40-50	0,41	68,83	30,76
EB-ROU 50-60	0,00	66,43	33,58
EB-ROU 60-70	0,00	64,70	35,29
EB-ROU 70-80	0,45	73,98	25,57
EB-ROU 80-90	0,00	67,83	32,17
EB-ROU 90-100	0,00	73,84	26,15
EB-ROU 100-110	0,00	68,49	31,53
EB-ROU 110-120	0,00	73,87	26,09
EB-ROU 120-130	0,30	76,29	23,39
EB-ROU 160-170	0,36	81,90	17,74
EB-ROU 250	0,00	66,54	33,45
Moyenne	0,10	70,04	29,86
Ecart type	0,18	5,27	5,38
Min	0,00	60,07	17,74
Max	0,45	81,90	39,96

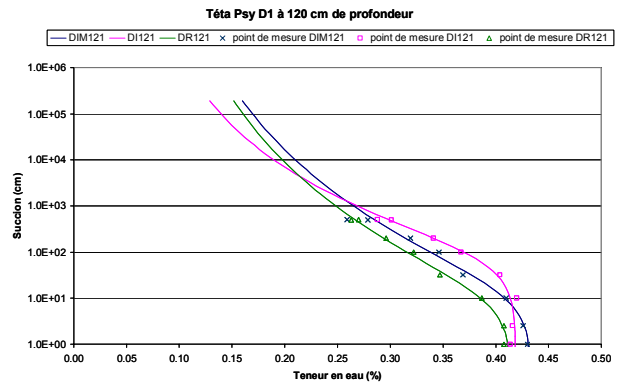
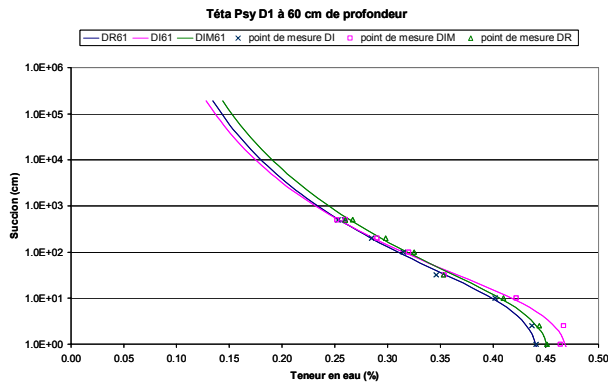
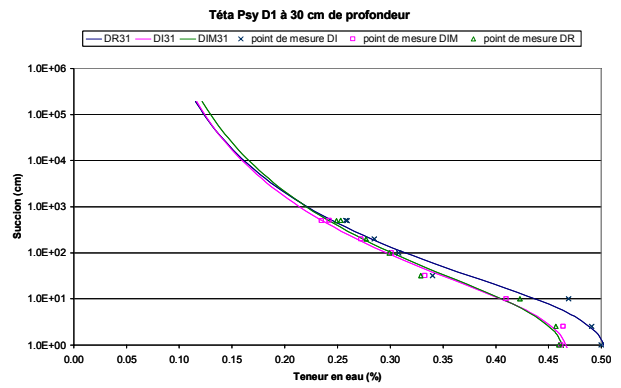
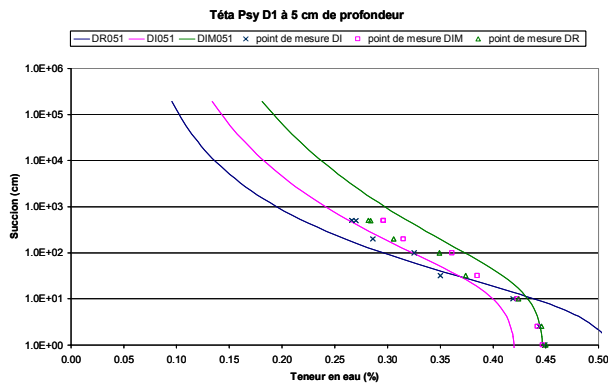
Tableau des analyses granulométriques dans la fosse en bas de parcelle enherbée.

4. Densité apparente

Densité apparente	Parcelle Désherbée		Densité apparente	Parcelle Enherbée un rang sur deux	
	Moyenne	Ecart type		Profondeur	Moyenne
5	1,36	0,063	2	1,33	0,102
17	1,42	0,096	20	1,45	0,086
30	1,20	0,050	30	1,41	0,126
60	1,31	0,146	60	1,21	0,071
90	1,35	0,015	90	1,23	0,050
120 et +	1,36	0,083	120 et +	1,41	0,052

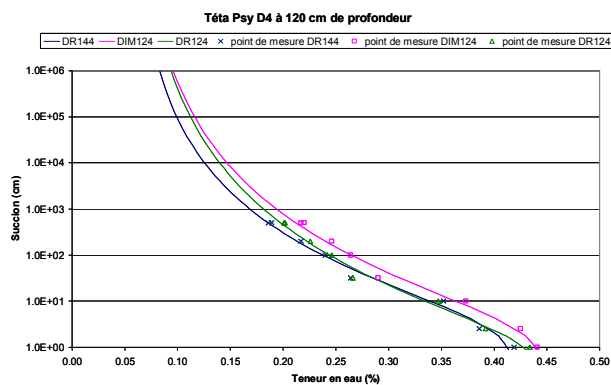
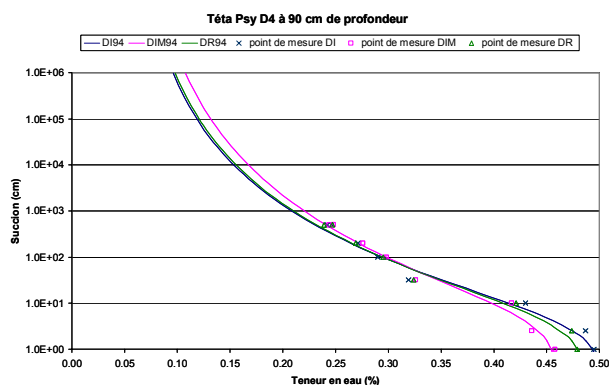
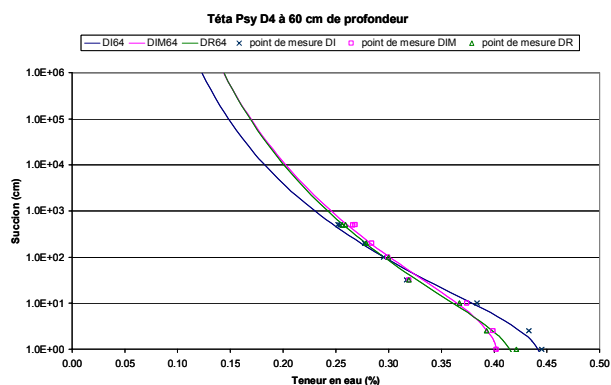
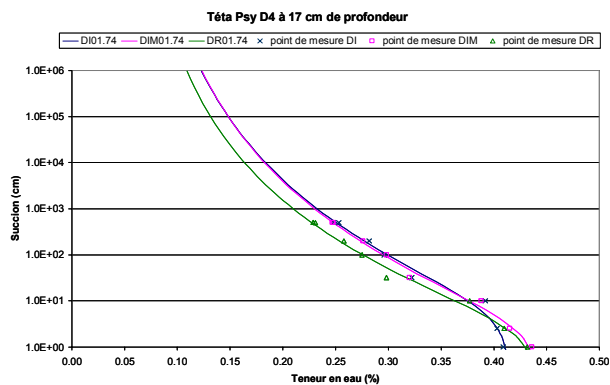
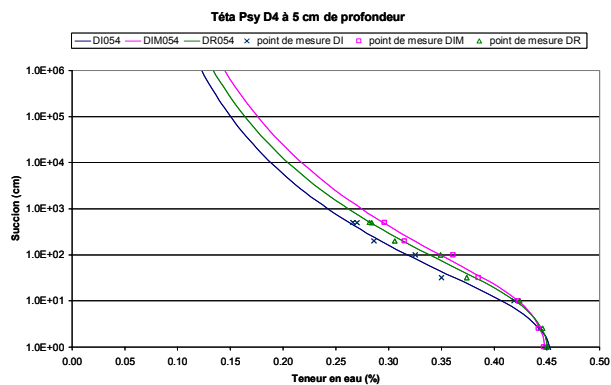
Tableau des densités apparentes mesurées.

4. Détermination des paramètres hydrodynamiques



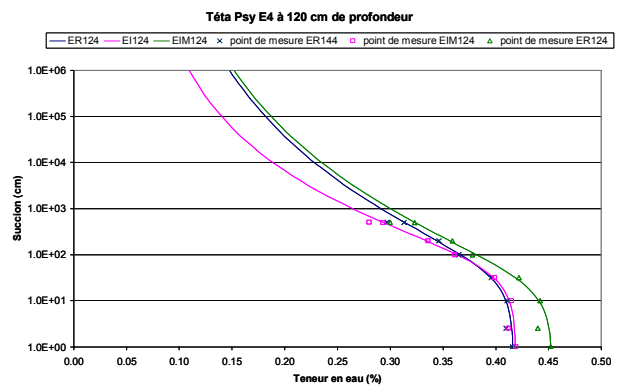
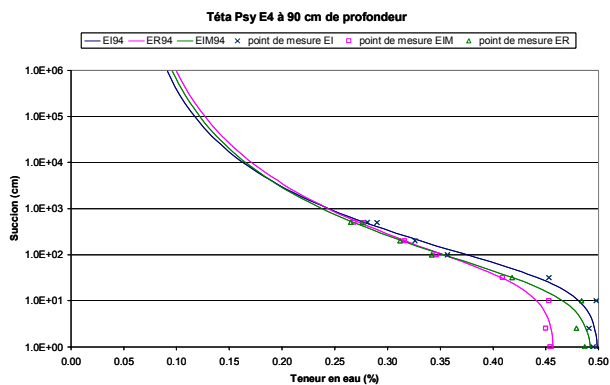
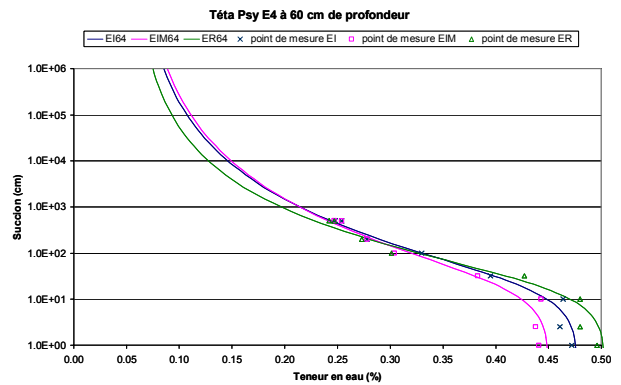
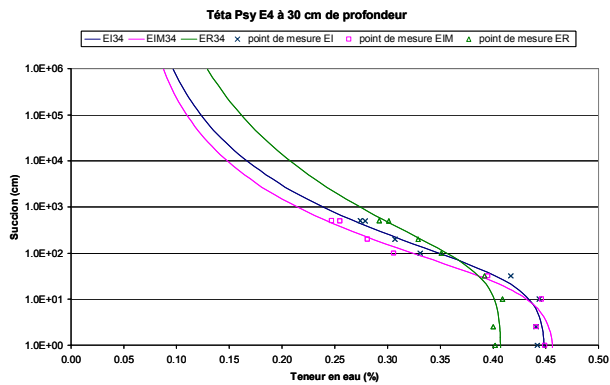
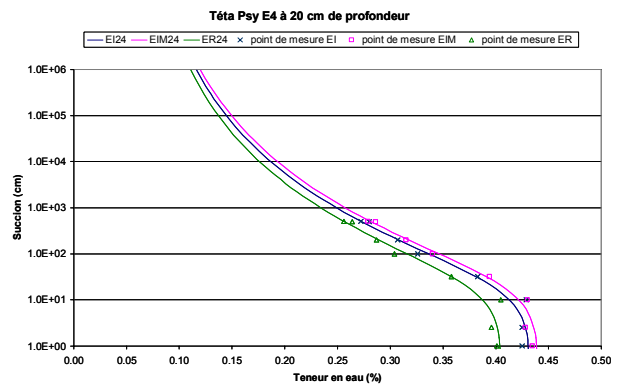
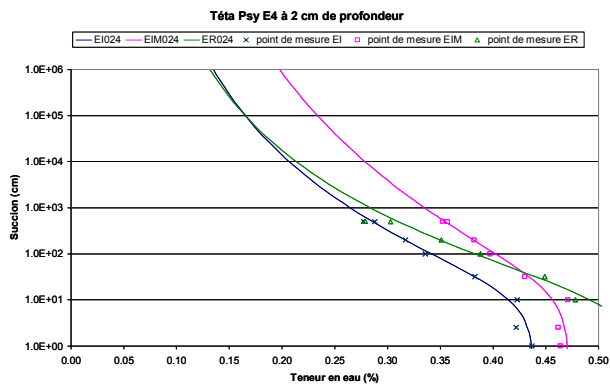
Courbes de rétention calées à partir des mesures, parcelle DH

Nom	Profondeur	Position	θ_s (%)	Alpha (m^{-1})	N
DH-R1	5	Rang	0.519	0.1506	1.2413
DH-I1	5	Inter-rang	0.4221	0.0597	1.167
DH-IM1	5	Intermédiaire	0.4485	0.0474	1.126
DH-R1	30	Rang	0.5124	0.1775	1.197
DH-I1	30	Inter-rang	0.4768	0.2054	1.1848
DH-IM1	30	Intermédiaire	0.4726	0.1987	1.1763
DH-R1	60	Rang	0.4467	0.1517	1.1573
DH-I1	60	Inter-rang	0.4761	0.165	1.1713
DH-IM1	60	Intermédiaire	0.4583	0.1786	1.1469
DH-R1	120 et +	Rang	0.4189	0.0129	1.2067
DH-I1	120 et +	Inter-rang	0.4148	0.1061	1.134
DH-IM1	120 et +	Intermédiaire	0.4337	0.0823	1.1342



Courbes de rétention calées à partir des mesures, parcelle DB

Nom	Profondeur	Position	θ_s (%)	Alpha (m^{-1})	n
DB-I4	5	Inter-rang	0.4601	0.1789	1.1498
DB-IM4	5	Intermédiaire	0.4514	0.0925	1.1316
DB-R4	5	Rang	0.4548	0.108	1.1419
DB-I4	17	Inter-rang	0.4163	0.1548	1.1421
DB-IM4	17	Intermédiaire	0.4459	0.3355	1.1392
DB-R4	17	Rang	0.4456	0.3912	1.1563
DB-I4	60	Inter-rang	0.4575	0.4053	1.1396
DB-IM4	60	Intermédiaire	0.4103	0.2597	1.1129
DB-R4	60	Rang	0.4325	0.6102	1.1101
DB-I4	90	Inter-rang	0.508	0.2607	1.1963
DB-IM4	90	Intermédiaire	0.464	0.2104	1.1705
DB-R4	90	Rang	0.4911	0.2307	1.1914
DB-IM4	120 et +	Intermédiaire	0.4565	0.3618	1.1821
DB-R4	120 et +	Rang	0.4626	0.7972	1.1769
DB-R4	140 et +	Rang	0.4267	0.2948	1.2112



Courbes de rétention calées à partir des mesures, parcelle EH

Nom	Profondeur	Position	θ_s (%)	Alpha (m^{-1})	n
EH-I4	2	Inter-rang	0.4326	0.0503	1.1709
EH-IM4	2	Intermédiaire	0.4405	0.0471	1.1682
EH-R4	2	Rang	0.4056	0.0496	1.1731
EH-I4	30	Inter-rang	0.4497	0.0324	1.2207
EH-IM4	30	Intermédiaire	0.4583	0.05	1.2389
EH-R4	30	Rang	0.4079	0.0196	1.1603
EH-I4	60	Inter-rang	0.478	0.052	1.2485
EH-IM4	60	Intermédiaire	0.4507	0.0518	1.2324
EH-R4	60	Rang	0.5042	0.0502	1.2968
EH-I4	90	Inter-rang	0.5001	0.0322	1.2478
EH-IM4	90	Intermédiaire	0.4585	0.0353	1.2143
EH-R4	90	Rang	0.4946	0.052	1.2231
EH-IM4	120 et +	Intermédiaire	0.419	0.0157	1.2001
EH-R4	120 et +	Rang	0.4535	0.0359	1.1362
EH-R4	120 et +	Rang	0.4168	0.022	1.1378

5. Tableaux des conductivité hydraulique

Ksat	Ksat moy /série m/s	Ecartype /série m/s	Ksat moy /profondeur m/s	Ecart type /profondeur m/s
5	3.93E-06	1.92E-06	4.95E-06	5.21E-06
	4.73E-06	1.25E-06		
	3.09E-06	1.07E-06		
	1.96E-06	4.44E-07		
	1.32E-06	1.54E-07		
17	2.33E-06	5.10E-07	5.20E-06	7.71E-06
	1.22E-05	1.07E-05		
	1.06E-06	2.66E-07		
30	1.35E-05	5.15E-06	6.94E-06	5.68E-06
	2.48E-06	2.88E-07		
	4.81E-06	1.18E-06		
60	7.07E-06	6.64E-07	8.04E-06	9.11E-06
	4.23E-06	1.19E-06		
	1.13E-05	1.19E-06		
	1.22E-05	2.07E-05		
	5.42E-06	1.96E-06		
	2.59E-06	2.88E-07		
90	7.35E-06	2.41E-06	1.04E-05	1.36E-05
	4.79E-06	1.82E-06		
	1.91E-05	2.22E-05		
>120	3.89E-06	7.36E-07	1.05E-05	2.44E-05
	7.88E-06	2.72E-06		
	4.56E-05	6.42E-05		
	2.29E-06	1.45E-06		
	2.05E-06	5.90E-07		
	8.20E-06	5.93E-06		
	3.76E-06	2.21E-07		

Tableau des conductivités hydrauliques obtenues en laboratoire pour la parcelle désherbée.

Ksat	Ksat moy/série m/s	Ecartype /série m/s	Ksat moy /profondeur m/s	Ecart type /profondeur m/s
2	6.03E-06	1.32E-06	7.58E-06	6.85E-06
	5.42E-07	1.63E-07		
	5.99E-06	1.30E-06		
	1.78E-05	4.66E-06		
20	1.93E-05	2.18E-05	2.90E-05	2.06E-05
	4.59E-05	2.03E-05		
	2.18E-05	7.26E-06		
30	2.71E-05	2.10E-05	1.85E-05	1.54E-05
	2.28E-05	7.57E-06		
	5.63E-06	2.74E-06		
60	2.88E-05	2.23E-05	2.05E-05	1.56E-05
	9.44E-06	2.35E-06		
	2.34E-05	9.95E-06		
90	1.41E-05	5.34E-06	2.44E-05	1.60E-05
	4.51E-05	5.48E-06		
	1.40E-05	5.53E-06		
>120	4.55E-06	8.16E-07	3.86E-06	9.30E-07
	4.07E-06	4.30E-07		
	2.95E-06	6.98E-07		

Tableau des conductivités hydrauliques obtenues en laboratoire pour la parcelle enherbée.

6. Analyse d'azote du sol

	NO3-	NO2-	NH4+	TOTAL MINERAL		N ORGANIQUE		TOTAL AZOTE	
	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	%	kg N/ha	%	kg N/ha	%
DH									
0-10	7.39	0.36	2.21	9.96	0.35	2823.97	99.65	2833.93	100
10-20	3.65	0.00	9.40	13.05	0.54	2412.44	99.46	2425.49	100
20-30	5.44	0.38	12.99	18.82	0.90	2061.62	99.10	2080.44	100
30-40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1968.10	100.00	1968.10	100
40-50	0.84	0.20	1.90	2.94	0.15	1945.34	99.85	1948.28	100
50-60	0.88	0.00	0.81	1.69	0.07	2292.00	99.93	2293.69	100
60-70	1.48	0.39	6.14	8.01	0.32	2465.32	99.68	2473.33	100
70-80	1.07	0.00	6.85	7.92	0.38	2081.47	99.62	2089.39	100
80-90	2.19	0.31	14.22	16.72	0.78	2122.28	99.22	2139.00	100
90-100	1.34	0.34	0.34	2.02	0.14	1402.93	99.86	1404.95	100
100-110	1.90	0.00	1.26	3.16	0.24	1333.06	99.76	1336.22	100
110-120	1.85	0.00	0.59	2.44	0.21	1176.88	99.79	1179.32	100
DB									
0-10	16.80	0.00	6.24	23.04	0.90	2539.25	99.10	2562.28	100
10-20	10.35	0.00	5.70	16.06	0.44	3645.89	99.56	3661.95	100
20-30	3.46	0.43	3.60	7.48	0.39	1931.39	99.61	1938.88	100
30-40	1.66	0.00	1.15	2.81	0.18	1586.00	99.82	1588.81	100
40-50	2.17	0.00	0.96	3.13	0.19	1632.15	99.81	1635.28	100
50-60	0.41	0.00	1.52	1.93	0.11	1690.03	99.89	1691.96	100
60-70	1.78	0.52	12.94	15.24	0.96	1568.68	99.04	1583.92	100
70-80	2.89	0.22	2.55	5.65	0.31	1808.81	99.69	1814.46	100
80-90	1.48	0.36	5.06	6.90	0.39	1779.40	99.61	1786.30	100
90-100	2.47	0.33	8.97	11.77	0.54	2165.16	99.46	2176.93	100
100-110	2.82	0.24	2.50	5.55	0.37	1486.07	99.63	1491.62	100
110-120	2.56	0.26	1.35	4.16	0.27	1545.71	99.73	1549.88	100
EB									
0-10	9.59	0.00	4.50	14.09	0.60	2345.20	99.40	2359.29	100
10-20	6.86	0.22	9.16	16.24	0.56	2883.71	99.44	2899.95	100
20-30	1.75	0.00	1.83	3.58	0.20	1808.96	99.80	1812.54	100
30-40	1.27	0.35	6.29	7.90	0.41	1928.17	99.59	1936.07	100
40-50	0.30	0.23	1.62	2.16	0.12	1757.86	99.88	1760.02	100
50-60	1.19	0.00	7.32	8.51	0.28	3017.74	99.72	3026.26	100
60-70	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1584.11	100.00	1584.11	100
70-80	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2965.69	100.00	2965.69	100
80-90	1.95	0.22	2.54	4.70	0.40	1177.40	99.60	1182.10	100
90-100	1.24	0.28	8.87	10.39	0.56	1858.90	99.44	1869.28	100
100-110	0.76	0.00	0.47	1.23	0.24	517.59	99.76	518.82	100
110-120	0.14	0.00	0.95	1.09	0.13	807.50	99.87	808.59	100

Tableau des teneurs en azote des profils des parcelles enherbée et désherbée.

7. Récapitulatif des sols des parcelles de Rouffach

Description pédologique	Parcelle désherbée					Parcelle enherbée				
Désignation	Sol Brun Calcaire					Sol Brun Calcaire				
Substratum	Loess plus ou moins remanié					Loess plus ou moins remanié				
Texture	0-30	30-60	60-90	90-120	+ 120	0-30	30-60	60-90	90-120	+ 120
Sable SG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SF	0	0	0.07	0.04	0.85	0	0.14	0.15	0	0.22
Limon LG	23.05	23.85	19.17	27.54	26.38	13.98	10.65	19.05	22.33	23.69
LF	51.36	49.94	55.31	50.36	49.98	55.27	54.46	49.79	49.74	51.22
Argile	25.61	26.22	25.64	22.24	22.78	30.72	34.77	31.01	27.92	24.86
Structure										
Densité apparente	1.39	1.2	1.31	1.35	1.36	1.39	1.41	1.21	1.23	1.41
Couleur (sur sol sec, code Munsell)	10YR 5/3	10YR 5/3	10YR 6/4	2.5Y 7/3		10YR 5/3	2.5Y 8/3	7.5YR 7/6	7.5YR 7/6	
Caractérisation hydrodynamique	<i>Biblio RETC</i> Téta sat : 0.45 Téta rés : 0.05 alpha : 0.019 n : 1.31 Ksat : 6.24 cm/d									
Teneur en eau à saturation	0.45	0.49	0.45	0.49	0.44	0.47	0.44	0.48	0.48	0.43
Teneur en eau résiduelle	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
alpha	0.2	0.19	0.295	0.234	0.251	0.0655	0.03	0.051	0.04	0.024
n	1.15	1.19	1.14	1.19	1.17	1.14	1.21	1.26	1.23	1.16
Ksat (cm/d)	50	54	67	74	87	140	157	177	210	33
Infiltrométrie (cm/d)	20					40				
Caractérisation agronomique	<i>pour LA</i> Eau pF 2.4 : 0.27 Eau pF 4.2 : 0.13 Eau pF 2.4 : 0.32 Eau pF 4.2 : 0.19									
Eau pF 2.4 en cm ³ /cm ³	0.27	0.25	0.26	0.25	0.24	0.33	0.29	0.26	0.29	0.32
Eau pF 4.2 en cm ³ /cm ³	0.13	0.11	0.14	0.11	0.11	0.17	0.12	0.09	0.11	0.15
RU sur 1 m (mm)	182.98	170.14	163.19	184.05	166.51	223.19	249.63	204.14	225.43	242.18
Analyse chimique										
pH eau	8.3	SADEF				8.3	SADEF			
M.O. %	4.2	4.05	4.2	3.8	2.5	3.99	3.72	3.57	2.46	1.97
M.O. (1373 Corg) g/kg	13	SADEF				15	SADEF			
Carbone Organique										
Azote Total mg/g de sol sec)	2.54	1.905	1.4	1.19	0.7	1.3	1.48	1.27	0.44	0.53
Azote Total mg/g de sol sec)	0.9	SADEF				1	SADEF			
C/N	8.7	SADEF				8.8	SADEF			
Carbone (g/kg)	7.9	SADEF				8.9	SADEF			
CACO ₃ g/kg de sol séché	236.18	257.38	209.79	262.34	326.76	217.17	199.35	290.05	385.01	351.06
C.E.C. (me/kg)	110	SADEF	CaCO ₃	22.20%		108	SADEF	CaCO ₃	20.10%	

Tableau de synthèse des analyses de sol issues de EVA (labo LEE et CEREG), la SADEF, ainsi que de la bibliographie (Baize, 2000) et (Van Genuchten et al, 1991)

8. Taxonomie des adventices de la parcelle désherbée

Dans ce paragraphe nous évaluons le taux de couverture des adventices pour la parcelle désherbée et de l'enherbement pour la parcelle enherbée.

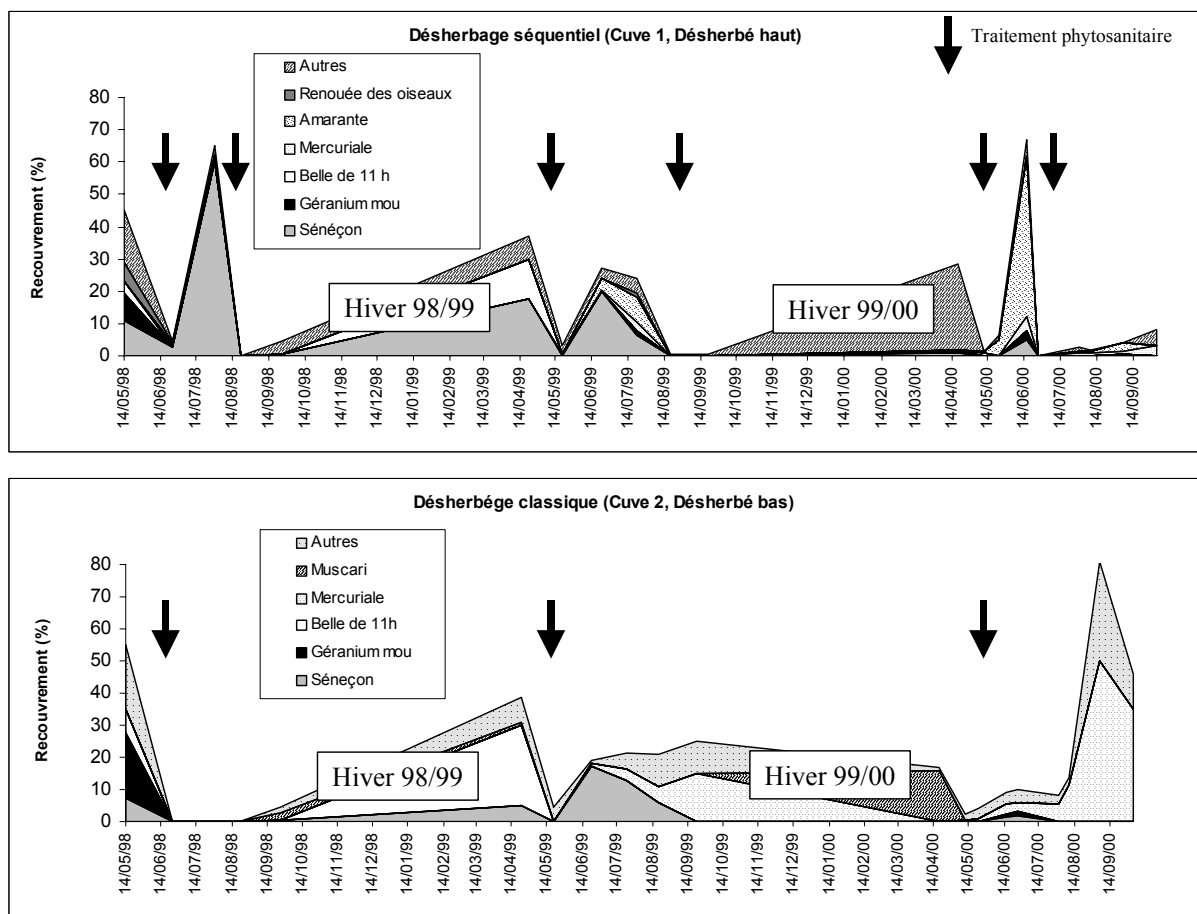
Signalons que les traitements sur les deux placettes de ruissellement sont différents, afin d'évaluer deux stratégies phytosanitaires différentes, au niveau de l'efficacité, et surtout au niveau des flux de produits exportés.

9.1 Parcelle désherbée

Une étude parallèle a pour objectif de comparer l'impact d'une stratégie de désherbage « classique » (application unique d'herbicide de prélevée à base de simazine et de diuron associé à un herbicide foliaire) à une stratégie « séquentielle » basée sur un premier passage avec un herbicide foliaire, suivi d'un traitement associant de l'oryzalin à un herbicide foliaire.

Avant le premier traitement, et régulièrement tous les mois, le recouvrement du sol par les principales adventices est évalué sur l'ensemble des deux parcelles désherbées.

Les principales espèces recensées sont à peu près les mêmes dans les deux parcelles étudiées : aux adventices d'hiver et du printemps (géranium, séneçon, belle de 11 heures...) succèdent des adventices estivales (mercuriales, amarante, renouées...).



Evolution du recouvrement du sol par les principales adventices

Si l'efficacité des herbicides du programme « classique » est excellente durant toute la campagne 98, cette stratégie semble moins efficace sur séneçons en 1999, en raison de conditions climatiques très favorables à la germination des adventices durant l'été. Deux mois après l'application de l'herbicide foliaire, il est nécessaire d'effectuer une seconde application pour contrôler les relevées de mauvaises herbes. Cette seconde application (associant un herbicide de prélevée à une matière active foliaire) permet d'obtenir des parcelles « propres » à la vendange.

Les traitements par herbicide ont généralement un effet sur trois semaines après application.

Le taux de couverture hivernal des deux parcelles s'élève à 50%. Notons qu'il ne s'agit pas d'un couvert homogène comme pour un enherbement mais d'un couvert discontinu. Pour être efficace contre le ruissellement en dissipant l'énergie cinétique des gouttes, le couvert végétal doit être homogène, une densité de recouvrement suffisante (supérieure à 30%).

Un phénomène non prévu est apparu au cours de l'Été 99. Dû à une saison estivale, particulièrement humide et chaude, au traitement herbicide renouvelé fin juillet 1999, un couvert de mousse a envahi la placette désherbée en séquentielle, placée en amont, perturbant la génération du ruissellement en modifiant les aspects de surface. Ceci eu pour conséquence de fortement limiter les volumes ruisselés dans cette placette, puisque le tapis de mousse jouait alors le rôle d'une éponge. La mousse a été arasée manuellement au cours de l'Hiver 99/00.

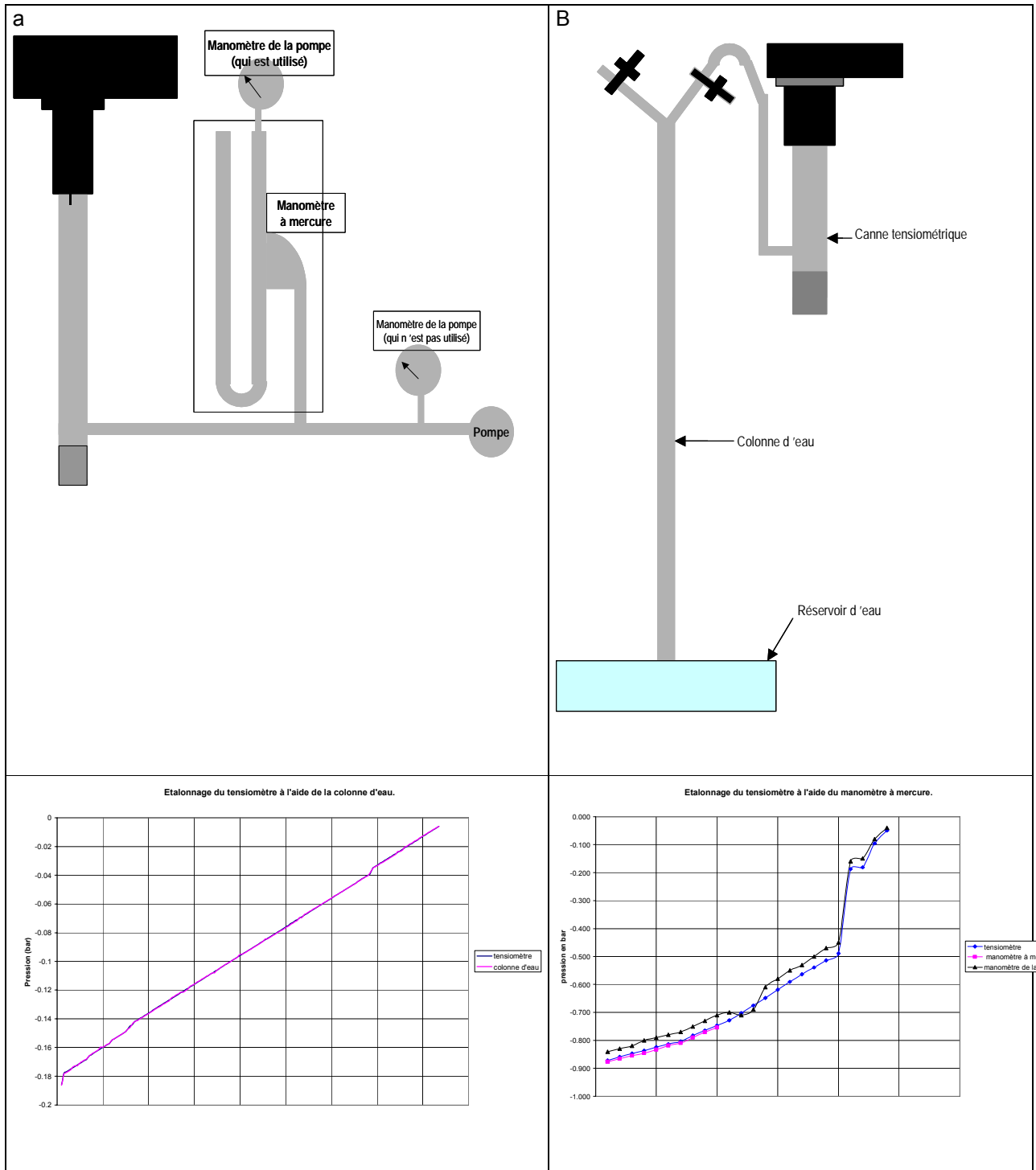
9.2 Espèces présentes

Parcelle désherbée : Mercurial — Gaillet — Amarante — Mauve — Véronique de Perse — Géranium — Carotte sauvage — Graminée Setter — Brome stérile

Parcelle enherbée : Trèfle — Véronique de Perse — Brome stérile — Ray Grass — Géranium — Pissenlit — Gaillet — Carotte sauvage — Mercurial — Chien Dent

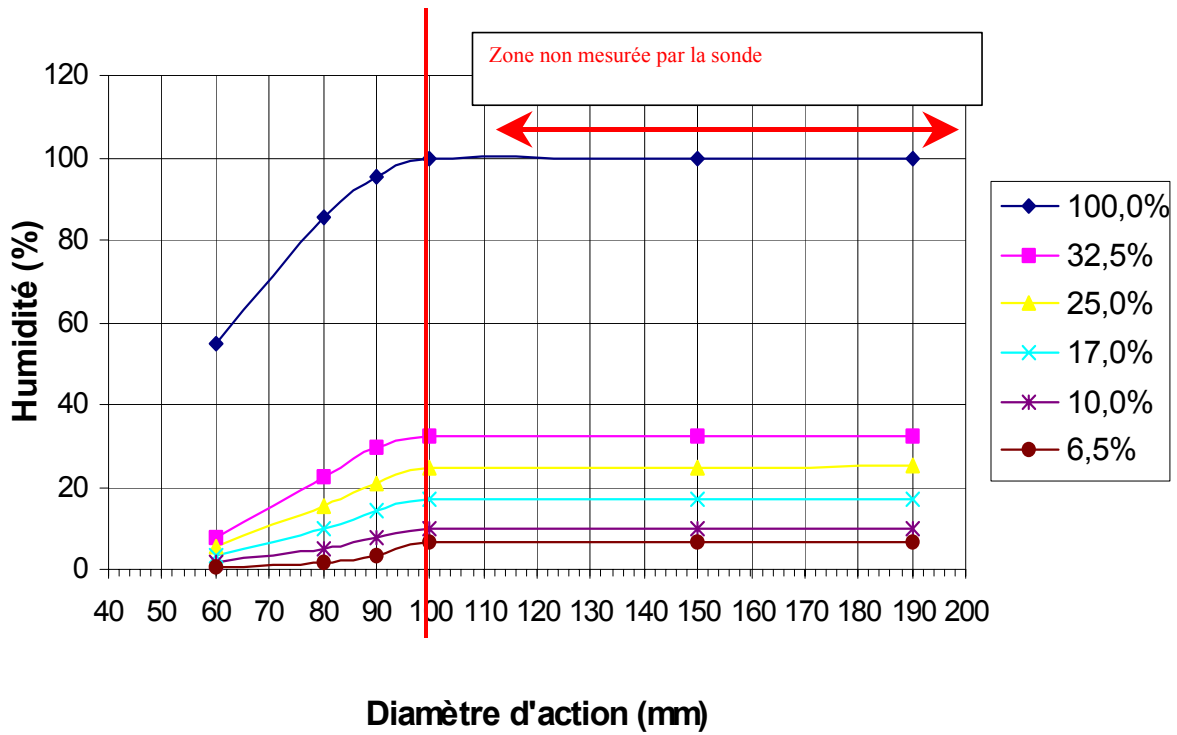
10. MATERIEL

10.1 Manipulation de contrôle du tensiomètre électronique SMS 2500 de SDEC

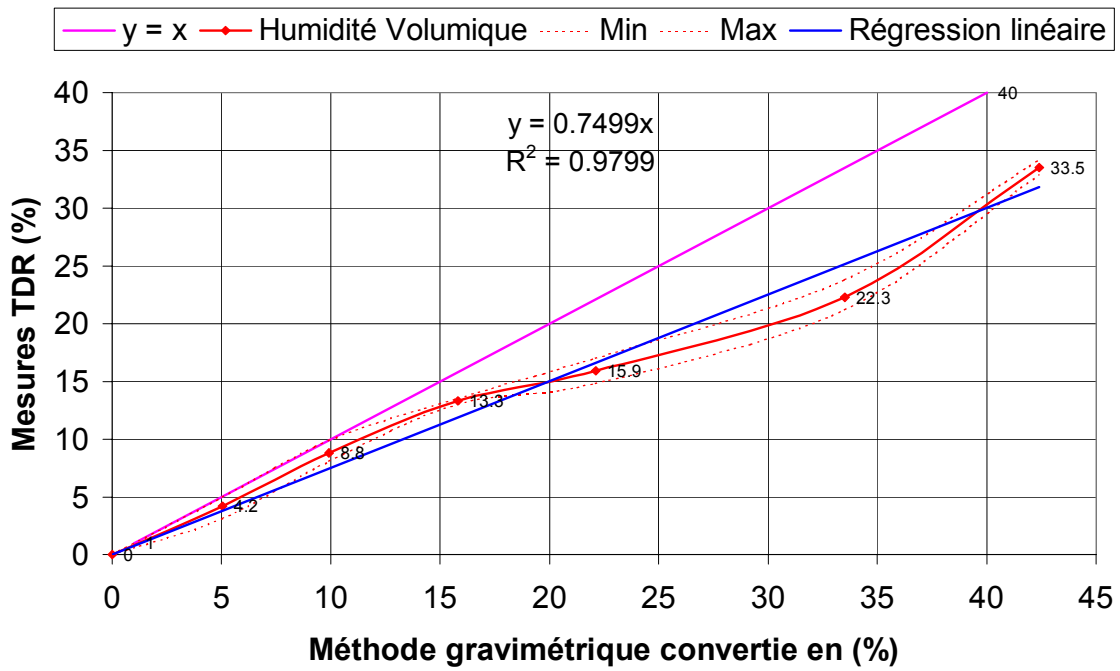


Résultats des étalonnages du tensiomètre : a – pour les fortes dépressions ; b – pour les faibles dépressions

10.2 Etalonnage de la sonde TDR



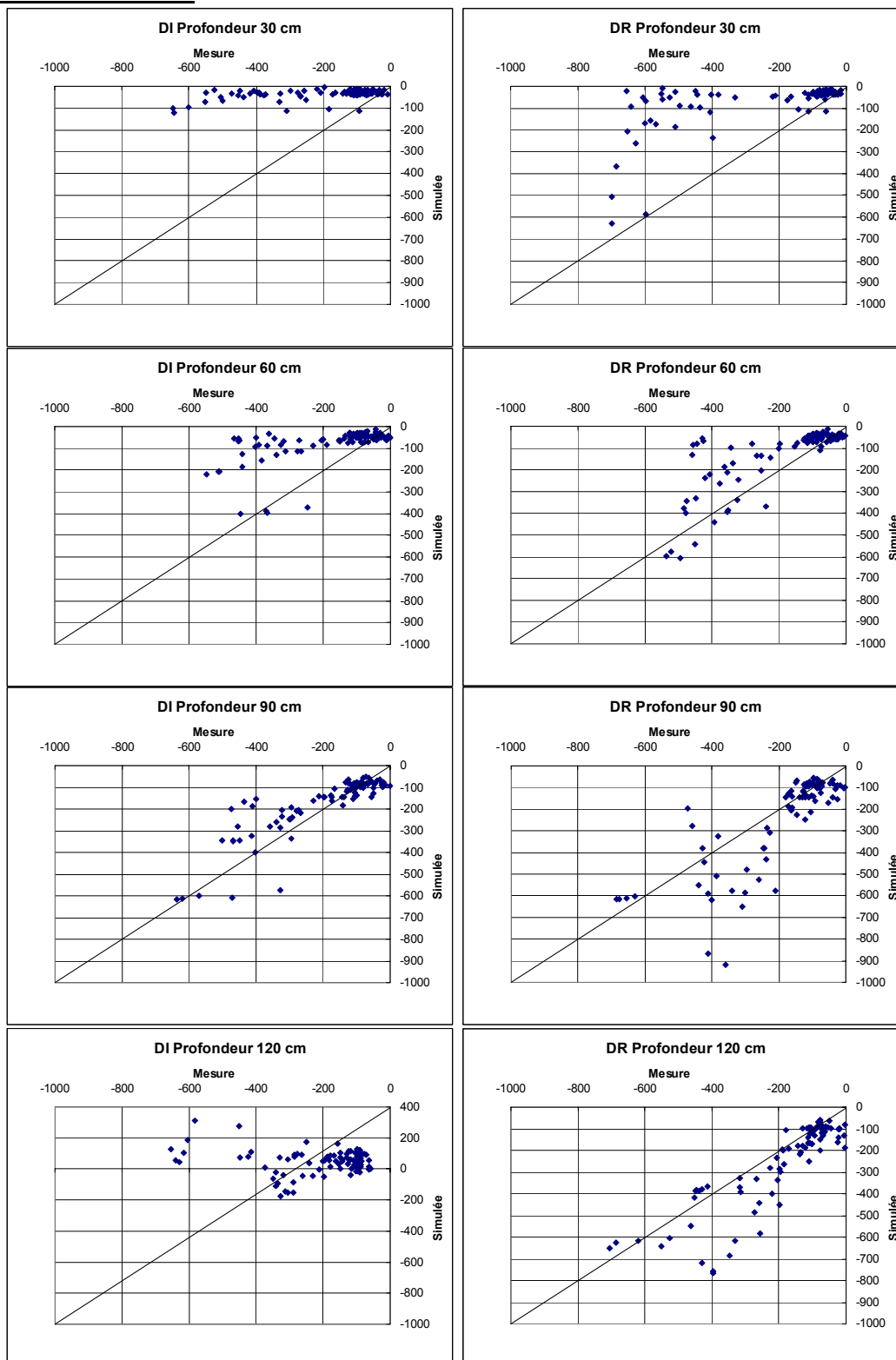
Humidité volumique



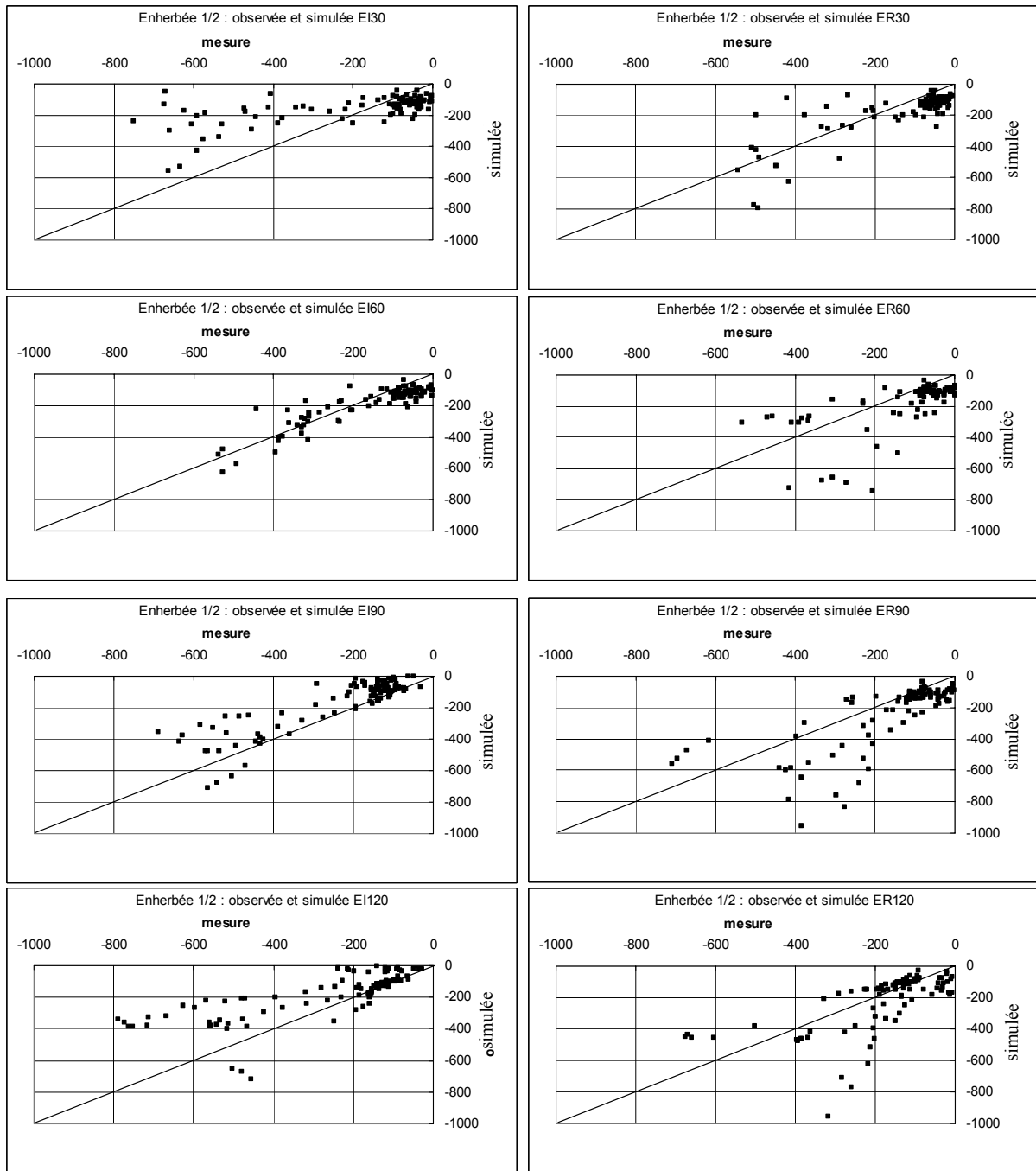
Graphique résultat de l'étalonnage de la sonde TDR

ANNEXE 7 : RESULTATS DE LA SIMULATION

1. Potentiels matriciels

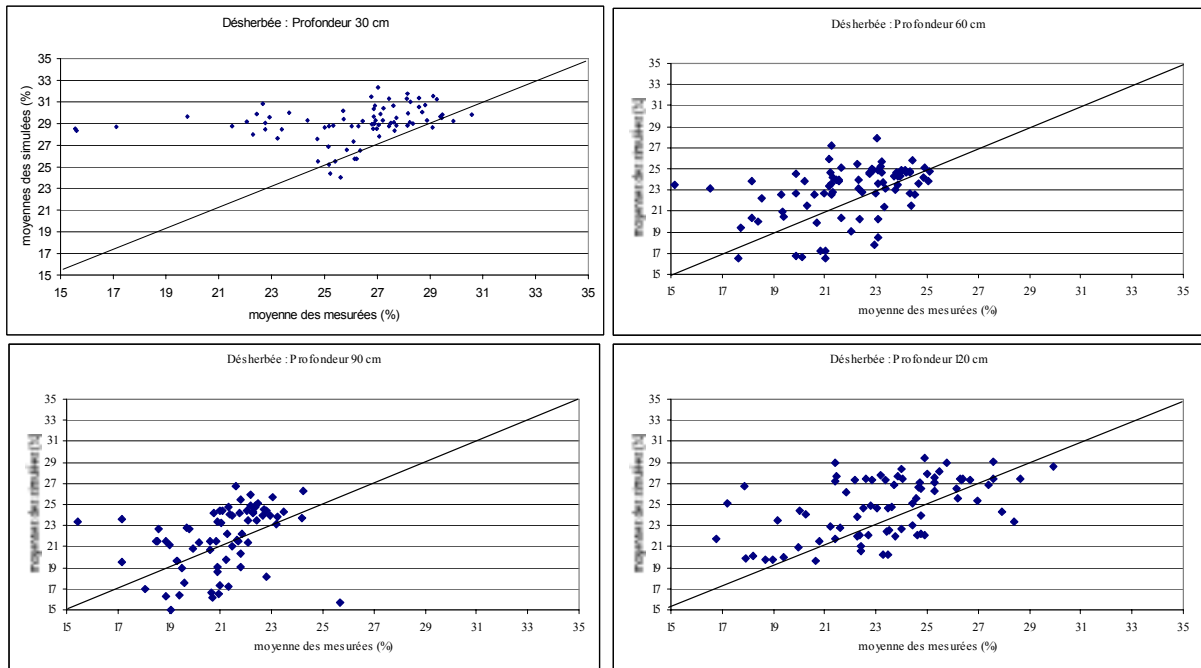


Potentiels matriciels simulés en fonction des potentiels matriciels mesurés en parcelle désherbée, sur la période 01/10/1998 au 30/09/2000, Rouffach, France.

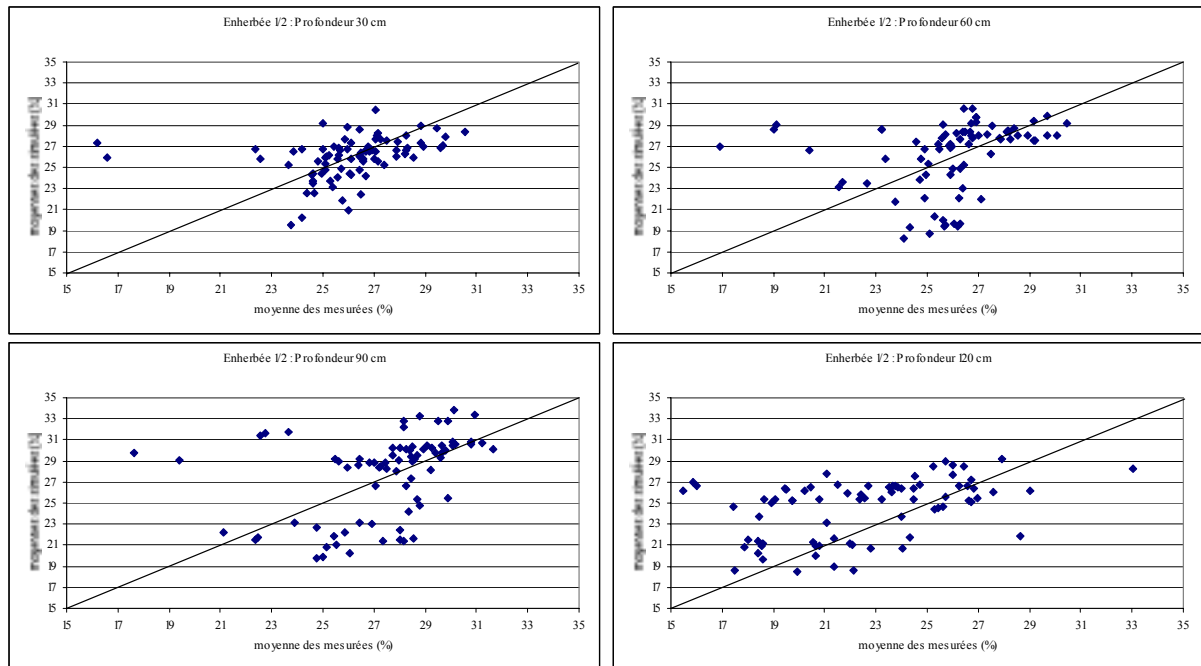


Potentils matriciels simulés en fonction des potentiels matriciels mesurés en parcelle enherbée un rang sur deux, sur la période 01/10/1998 au 30/09/2000, Rouffach, France.

2. Teneur en eau

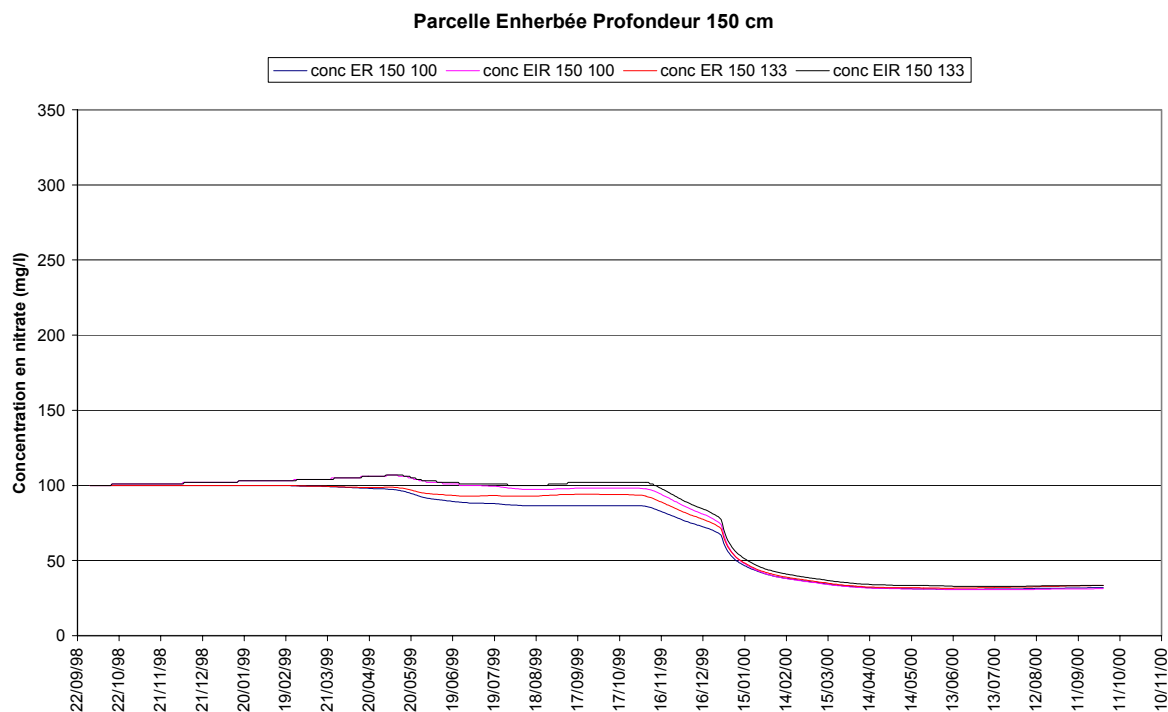
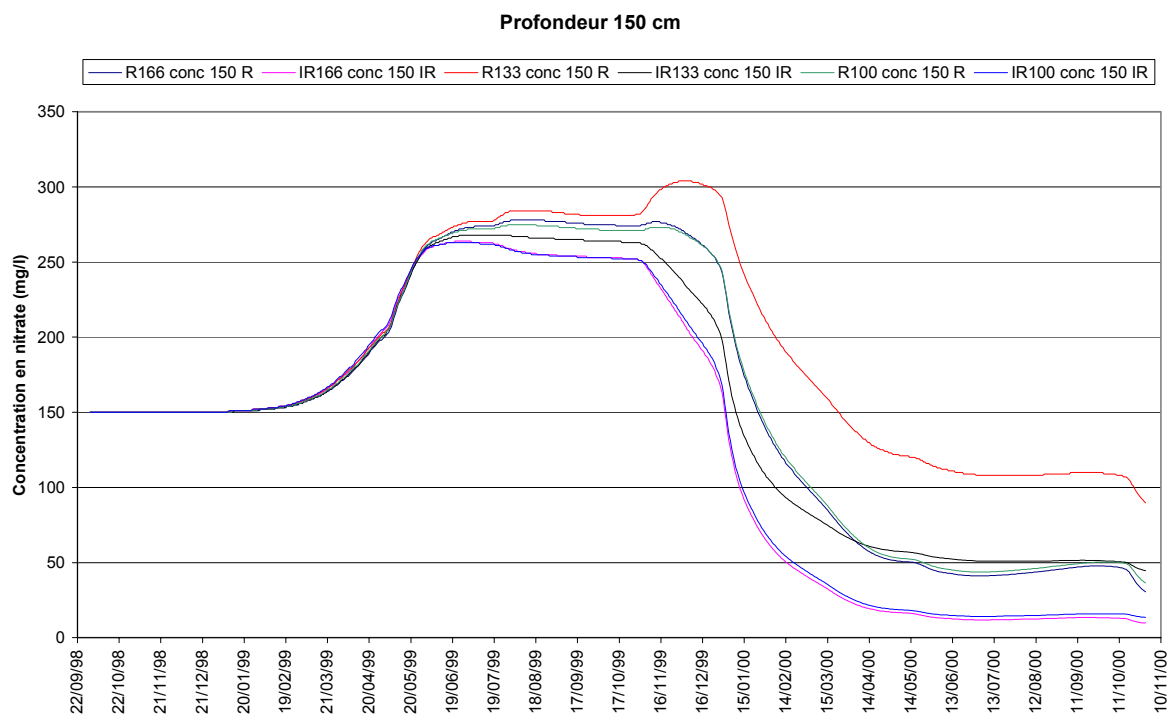


Teneurs en eau simulées en fonction des teneurs en eau mesurées en parcelle dés herbée, sur la période 01/10/1998 au 30/09/2000, Rouffach, France.

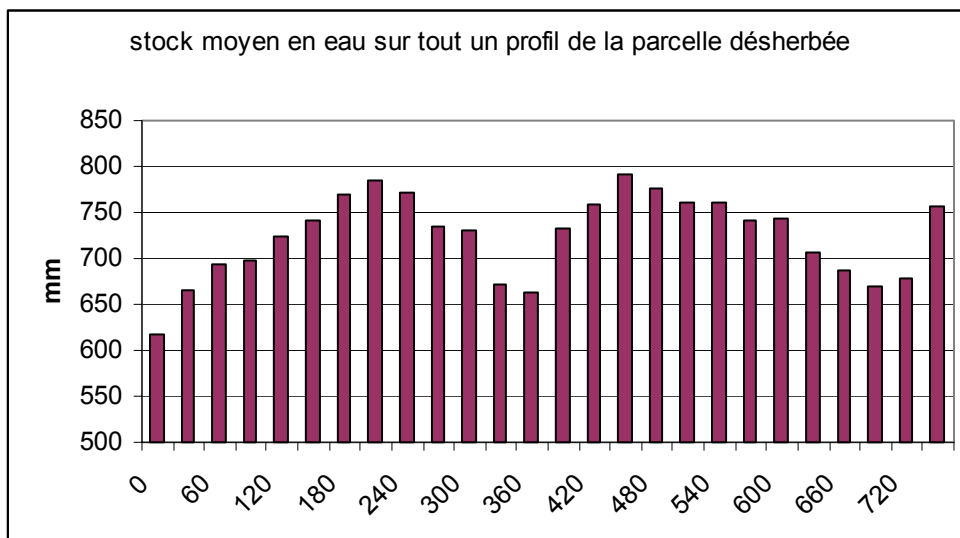


Teneurs en eau simulées en fonction des teneurs en eau mesurées en parcelle enherbée un rang sur deux, sur la période 01/10/1998 au 30/09/2000, Rouffach, France.

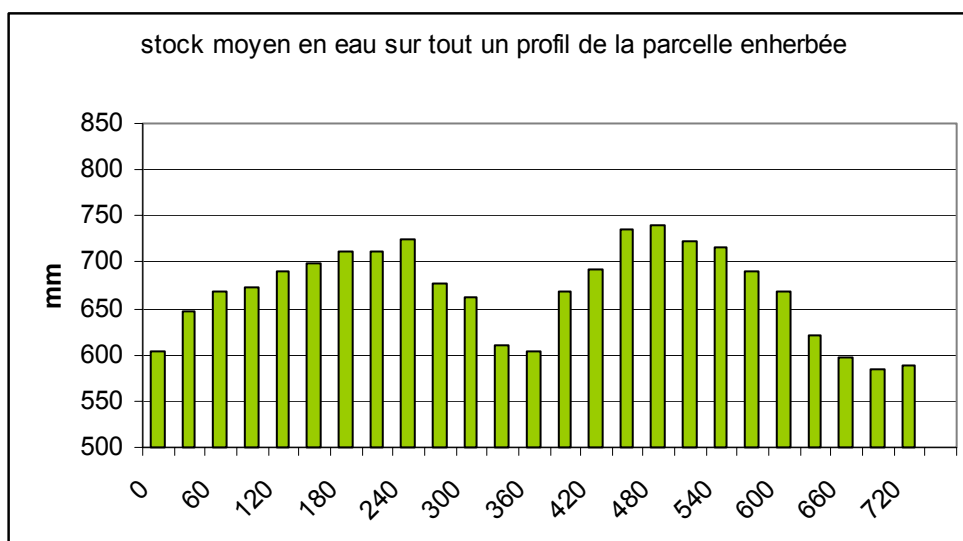
3. Concentration en azote nitrique



4. Stock en eau et cumul sur la période de simulation

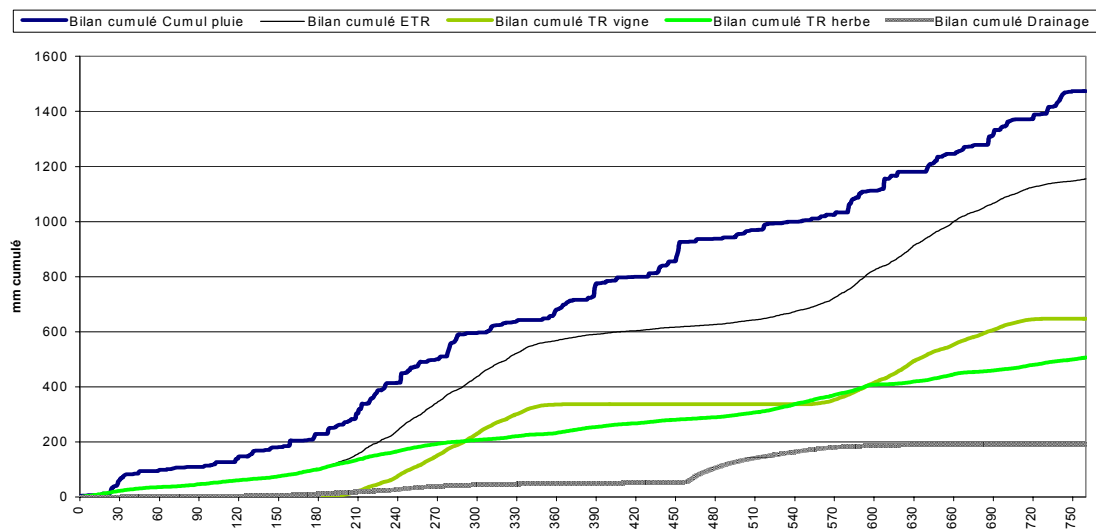
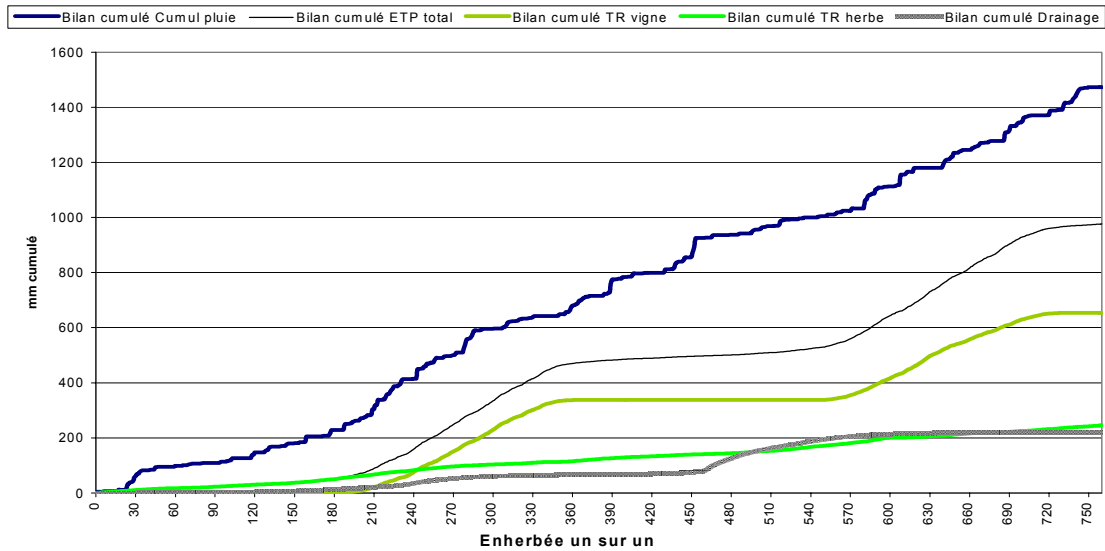
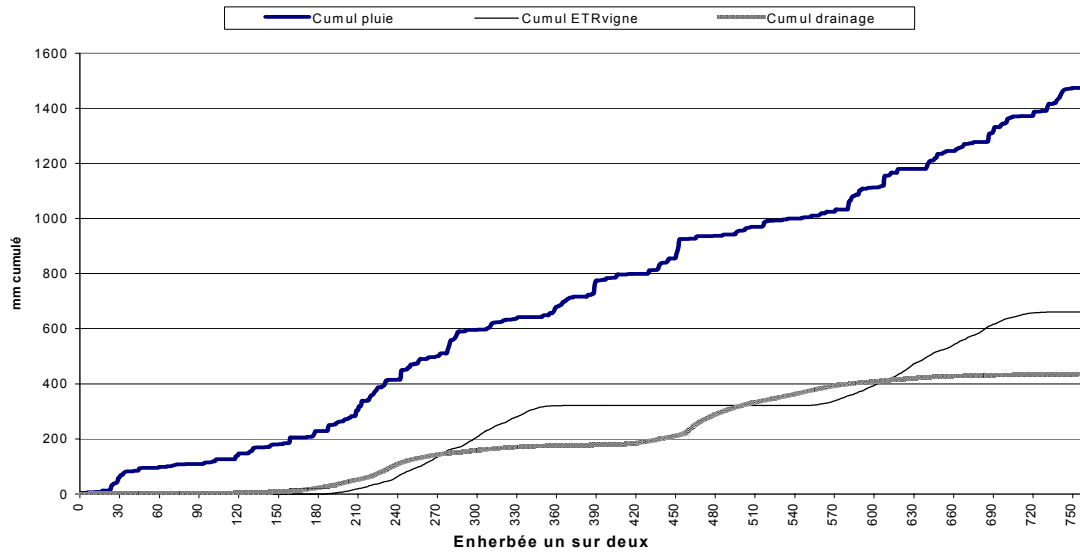


Evolution des stocks d'eau simulés sur la parcelle désherbée, en jour depuis le 1 octobre 1998 (jour1) au 31 octobre 2000 (jour 760), site de Rouffach, France.



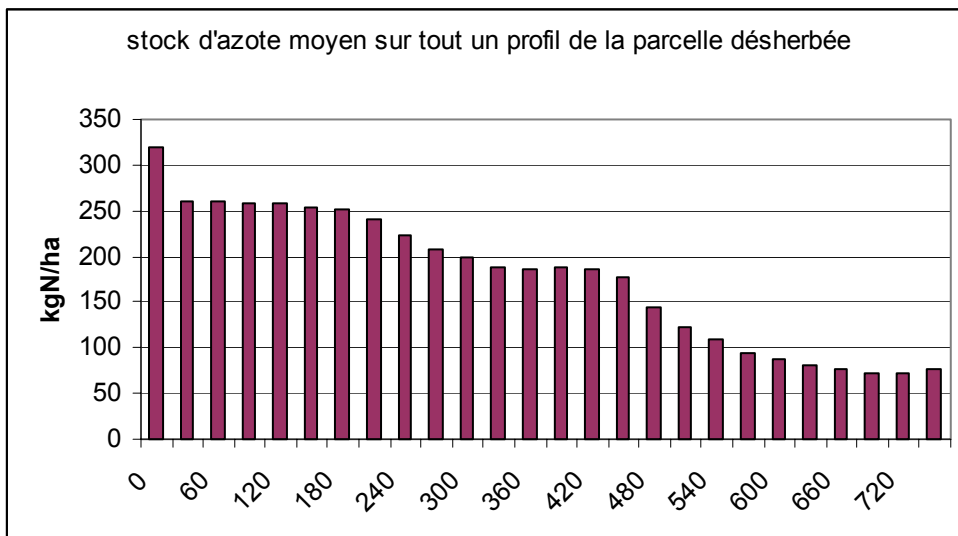
Evolution des stocks d'eau simulés sur la parcelle enherbée un rang sur deux, en jour depuis le 1 octobre 1998 (jour1) au 31 octobre 2000 (jour 760), site de Rouffach, France.

Désherbée

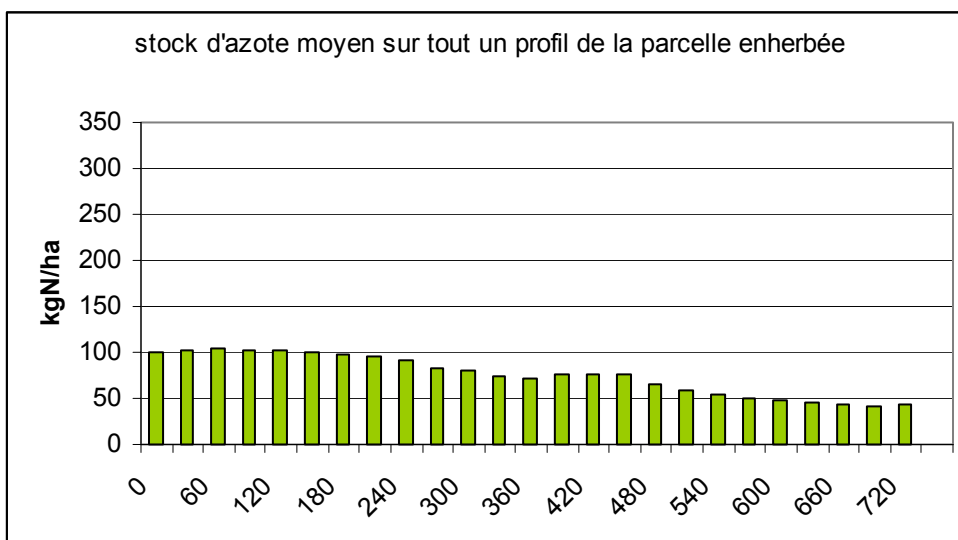


Cumul des sorties hydriques, pour les parcelles désherbées, enherbées un rang sur deux et tous les rangs, simulées pour la période du 01/10/1998 au 30/09/2000, Rouffach.

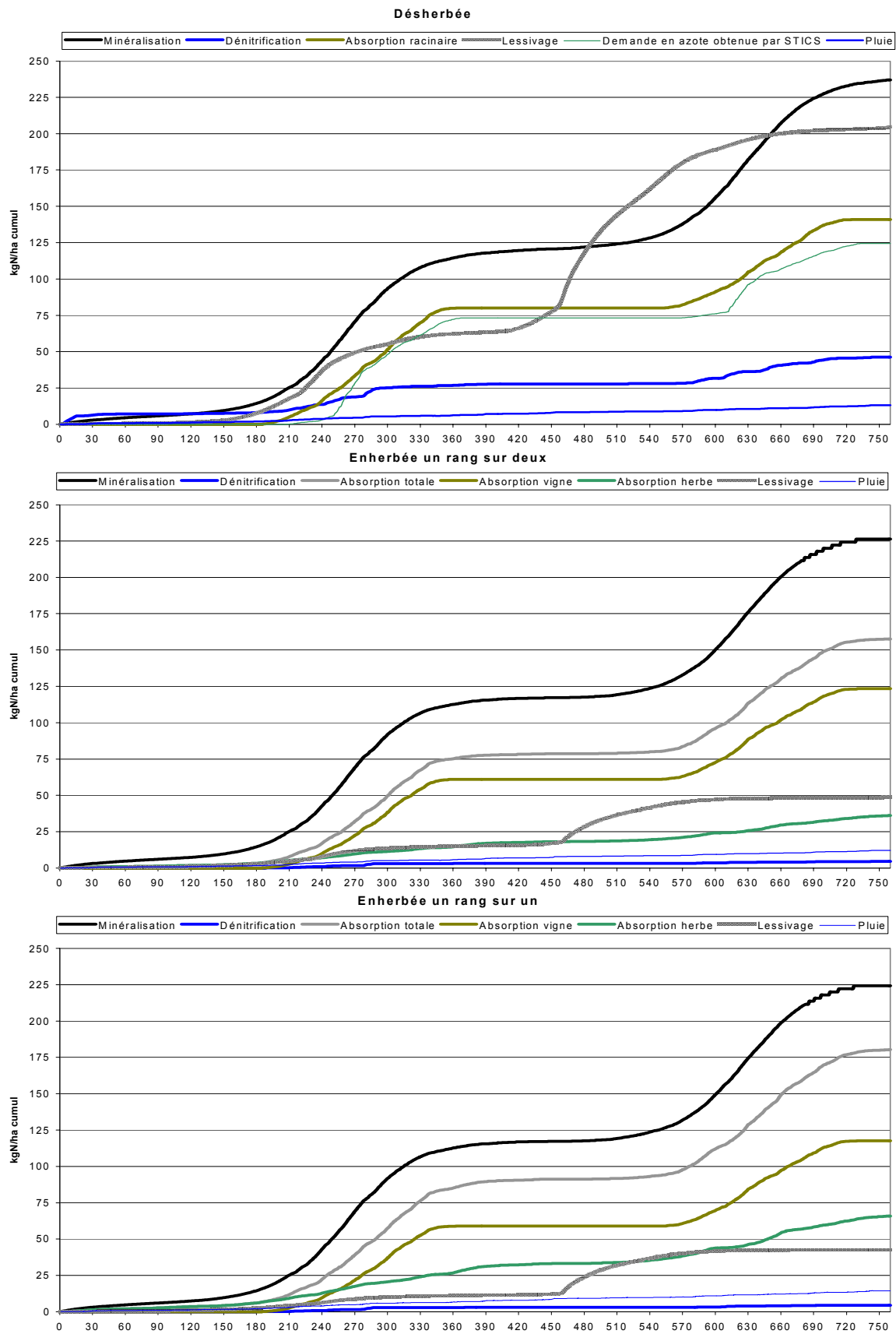
5. Stock d'azote



Evolution des stocks d'azote nitrique simulés sur la parcelle dés herbée, en jour depuis le 1 octobre 1998 (jour1) au 31 octobre 2000 (jour 760), site de Rouffach, France.



Evolution des stocks d'azote nitrique simulés sur la parcelle en herbée un rang sur deux, en jour depuis le 1 octobre 1998 (jour1) au 31 octobre 2000 (jour 760), site de Rouffach, France.



Cumul des sorties azotées, pour les parcelles désherbées, enherbées un rang sur deux et tous les rangs, simulées pour la période du 01/10/1998 au 30/09/2000, Rouffach.

6. La température

L'étude est réduite à une couche de surface de trente centimètres, lieu privilégié des activités microbiologique.

Avec une approche analytique, simpliste, du transfert de chaleur, nous arrivons à un résultat satisfaisant de l'évolution de la température dans la première couche de sol (0-30cm). Par contre un déphasage apparaît dans les couches plus profondes que nous pourrions ajuster en jouant sur la conductivité thermique (λ , en amplitude par l'exponentiel et en période dans le cosinus). Cependant, notons que l'influence de la température n'est importante que pour la première couche, lieu des réactions biologiques (minéralisation et dénitrification).

L'équation du transfert de chaleur s'écrit :

$$C_h \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\lambda \frac{\partial T}{\partial z} \right)$$

avec λ conductivité thermique

C_h chaleur volumique spécifique, qui dépend de la composition du sol en élément minéral, de la teneur en eau, en air et en matières organiques du sol.

Résolution analytique :

$$T(z, t) = T_0 + A_0 \cdot e^{(-z/D)} \cos(\omega t - z/D)$$

avec $\omega = \frac{2\pi}{P} = 2.02 \cdot 10^{-7} \text{ s}^{-1}$, P la période en s

T_0 la température moyenne obtenue à partir des mesures : 15°C

A_0 l'amplitude des températures : 17°C

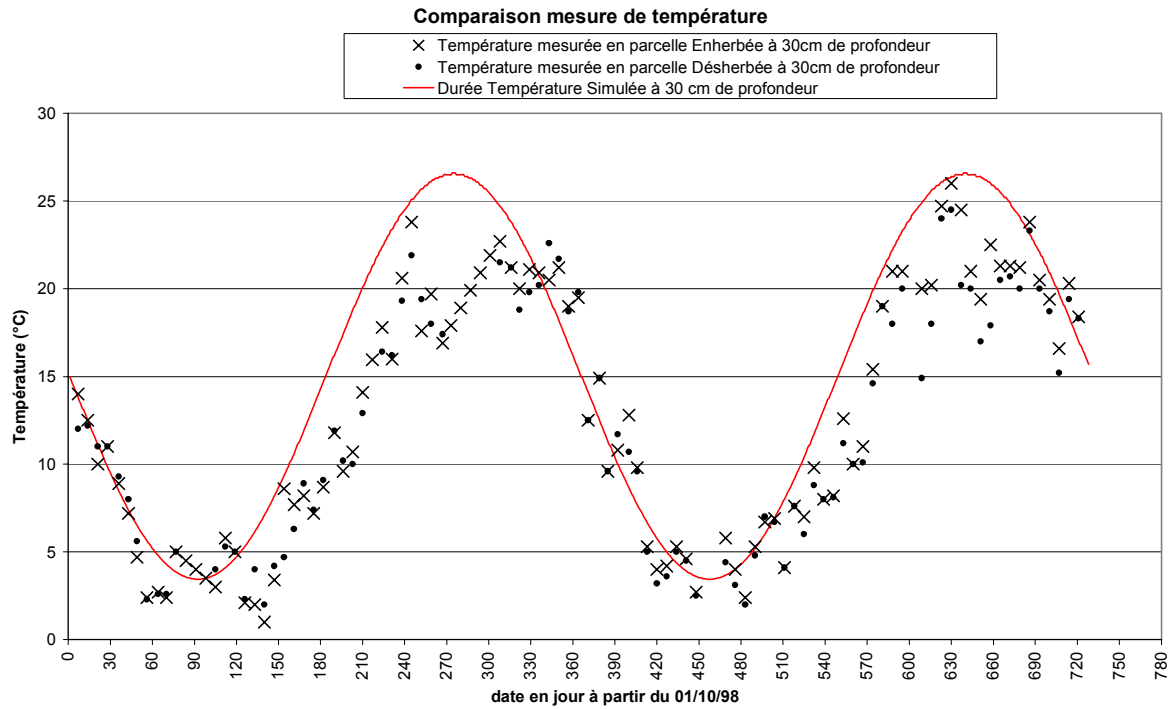
$$D = \sqrt{\frac{2\lambda}{\rho C \omega}} = 0.7758 \text{ m}, \text{ l'amortissement}$$

Les périodes qui ont une influence pour la cinétique (pour lesquelles la teneur en eau est suffisante et la température supérieure à 15.5°C) se situent entre les jours 100 et 150 (le printemps), et entre les jours 270 et 320 (l'automne).

La figure suivante montre l'évolution de la température simulée et des mesures de terrain à 30 cm de profondeur (couche) sur toute la période de suivi (01/10/1998 au 30/09/2000).

La formulation simpliste du transfert thermique dans la couche 0-30 cm de sol d'une année moyenne appliquée à une période spécifique donne une bonne approximation de la température réelle du sol. L'amplitude thermique et la période sont respectées. Nous notons un décalage pour la phase de croissance des températures à la sortie de l'hiver. Ce décalage montrerait une légère surestimation de la période printanière propice aux réactions liées au cycle de l'azote. En revanche, pour la période automnale, la température simulée coïncide avec les températures observées.

La paramétrisation du transfert thermique adoptée correspond à une optimisation entre la simplicité de la formulation et la prédiction des températures observées.



Comparaison de la simulation de la température par une sinusoïde et des mesures de température en parcelles Enherbée et Désherbée, observées à 30. cm de profondeur, sur le site de Rouffach, entre le 01/10/1998 et le 31/09/2000.

ANNEXE 8 : RECOMMANDATIONS

En terme d'efficacité, l'enherbement peut résoudre les problèmes d'azote nitrique dans les sols viticoles et dans les eaux de drainage naturel. Les résultats du suivi confirment les résultats de Zellenberg (Gaildraud, 1996) : le drainage sous vignoble est plus important que le ruissellement de surface. Ceci peut amener une réflexion sur la politique de dépollution, qui viserait à privilégier les méthodes basées sur l'infiltration (résultats visibles à long terme), plutôt que sur le ruissellement (résultats visibles à court terme).

En terme de concurrence, le suivi a montré que ce n'est pas sur la concurrence azotée à moyen terme qu'il faut accentuer la faisabilité de l'enherbement (pool d'azote excédentaire dans les sols viticoles). S'il vient à manquer de l'azote minéral, il est alors possible de retourner l'herbe et ainsi de réincorporer l'azote organique immobilisé dans le sol pour favoriser la minéralisation plutôt au printemps, pour laisser un couvert à l'automne. Mais c'est surtout sur la concurrence hydrique qu'il faut être vigilant. Sossi, (1996) fait référence à une pluviométrie limite de 500 mm. Ceci suppose donc qu'il faille gérer l'enherbement pour préserver la culture de la vigne et la ressource en eau.

Pour la faisabilité, en terme de bilan hydrique, des itinéraires techniques pour parcelle enherbée tous les rangs, un rang sur deux ou désherbées chimiquement, nous proposons deux approches par abaque :

1. Abaque basé sur la pluviométrie annuelle :

La représente le tracé d'une RBH (résultats du bilan hydrique) selon l'itinéraire technique employé en fonction de la pluviométrie annuelle (de 1946 à 2000 soit 55 ans de données). Il s'agit donc d'un bilan hydrique annuel, en faisant les hypothèses simplificatrices suivantes :

- pas de variation de stock en eau pour la période de calcul, sur tout le profil si l'origine du calcul est bien choisie. Ceci élimine l'effet de compensation d'une année sur l'autre ;
- les évapotranspirations étant considérées comme indépendantes de l'année, à notre échelle de temps
- de même pour le ruissellement.

Nous extrapolons les résultats pour une parcelle enherbée tous les rangs (1/1) en faisant les hypothèses que le ruissellement est nul, et que la variation de stock reste identique à celle de la parcelle enherbée un rang sur deux.

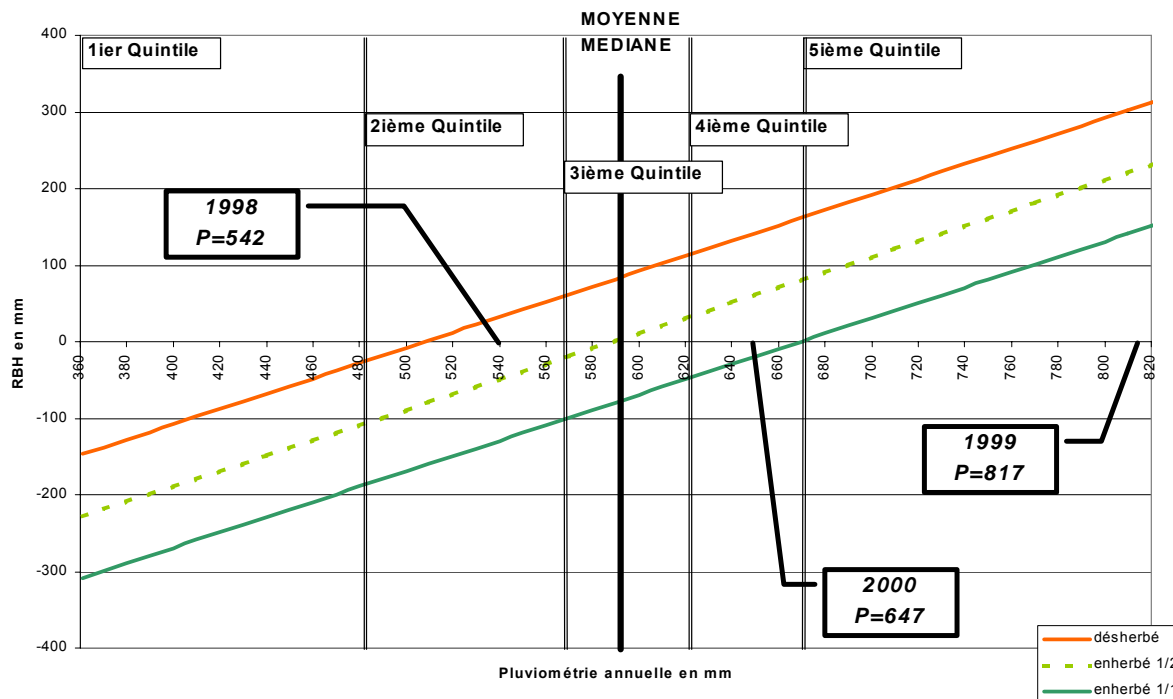
Pour l'utiliser, il suffit de situer la pluviométrie moyenne ou extrême du lieu où l'on désire planter l'enherbement. L'enherbement un rang sur deux devient possible dès que la pluviométrie atteint 590 mm (contre les 500 mm de Sossi, 1996), qui représente la moyenne du site de Rouffach, considérée comme l'une des plus faibles du vignoble alsacien.

Il est ainsi confirmé qu'avec 670 mm minimum de pluie, l'enherbement tous les rangs n'est pas à conseiller. A titre de comparaison, l'itinéraire désherbage chimique serait possible dès 500 mm.

Nous pouvons replacer les années de suivi sur cet abaque. 1998 est limite pour la pratique de la technique. 1999 demeure une année exceptionnellement pluvieuse,

sans problème vis à vis de la concurrence. Enfin, 2000 semble assurer des conditions favorables à l'association vigne/herbe.

Mais l'année 1998, alors que l'enherbement reste possible, montre les limites de cette approche par cet abaque qui ne tient compte que de la pluviométrie. C'est pour cette raison qu'une deuxième approche a été introduite.



Abaque de faisabilité de l'enherbement à une entrée : la pluviométrie annuelle. Apparaissent sur la figure les quintiles de pluviométrie annuelle depuis 1946 à Rouffach.

2. Abaque basé sur la pluviométrie de la saison végétative en tenant compte du type de sol.

Un critère basé sur la pluie et sur le type de sol semble plus crédible. La RU est l'indicateur le plus synthétique pour représenter qualitativement (fonction du type de sol) et quantitativement la capacité de stockage en eau du sol et les possibilités d'exploitation de l'eau du sol par la vigne en situation de stress hydrique. Sur le secteur de Rouffach, nous avons déterminé cinq classes de RU qui correspondent aux quintiles définis par tranche de 20% d'effectif (Bois, 2000) :

- RU très faibles : < 77 mm
- RU faibles : entre 77 et 106 mm
- RU moyennes : entre 106 et 133 mm
- RU importantes : entre 133 et 162 mm
- RU très importantes : au delà de 162 mm

La pluviométrie nécessaire n'est plus annuelle mais saisonnière en considérant que la RU devient un réservoir d'eau mis à disposition de la culture pendant cette période et que ce réservoir se remplit pendant la saison hivernale. La RU est considérée comme pleine en début de saison végétative.

La pluviométrie de la saison végétative a été déduite de l'étude de la pluviométrie annuelle précédente en considérant la répartition selon les deux saisons de 57% pour la période végétative et 43% pour la période hivernale.

L'abaque à deux entrées RU et Pluviométrie saisonnière permet de déterminer le RBH à l'intersection de la RU du sol choisie et de la pluviométrie du site, selon l'itinéraire technique sélectionné.

Ces abaques spécialisés pour l'eau et la concurrence hydrique s'insèrent dans le travail du projet EVA. Ces termes de bilan hydrique complètent, au cœur d'un SIG, les renseignements sur l'occupation du sol, la spatialisation réelle de l'enherbement, la spatialisation de la pédologie et la spatialisation des pluies.

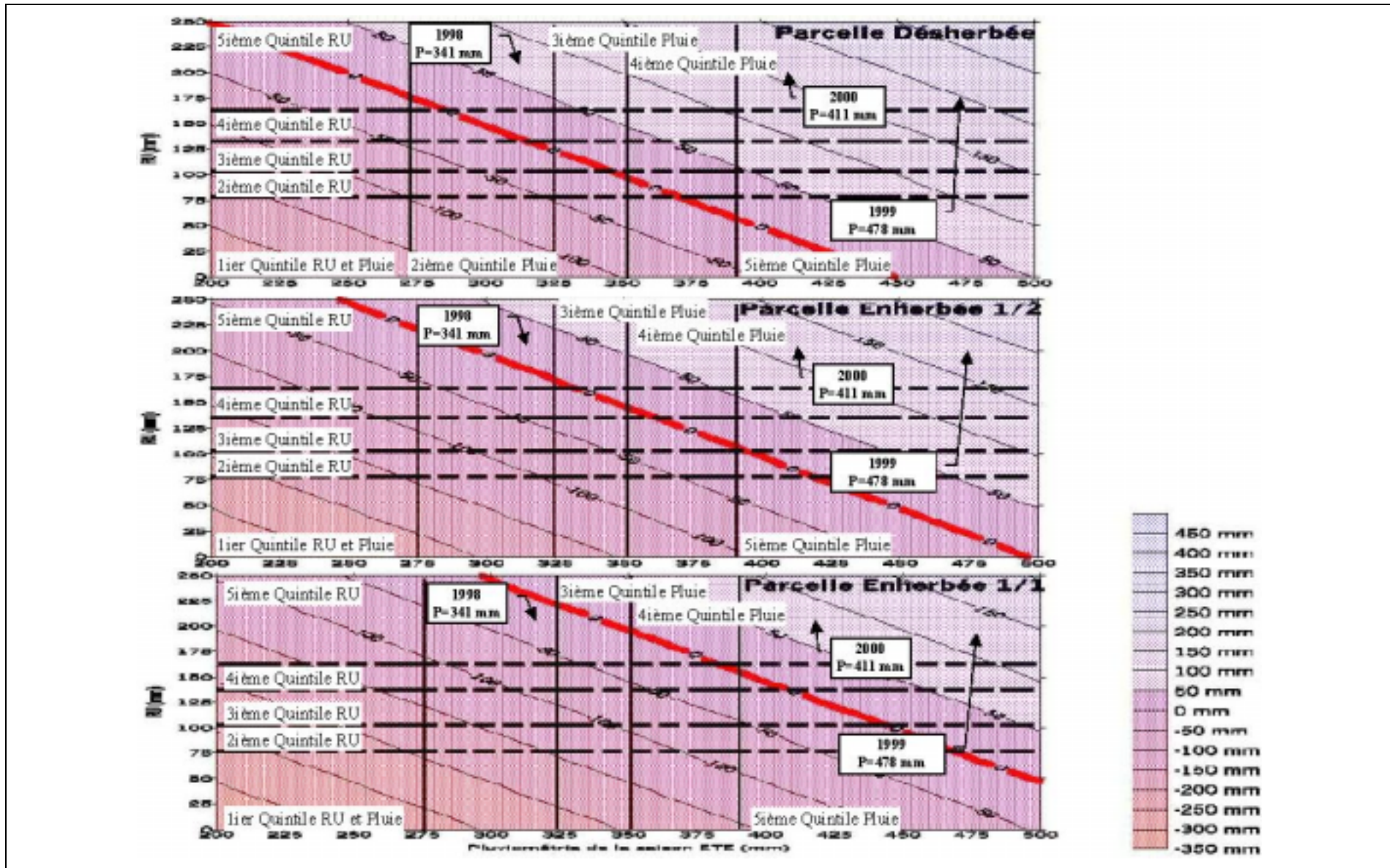
Ce genre d'abaque hydrique ne peut être réalisé pour l'azote nitrique. L'azote ne provient que peu des apports météoriques mais d'avantage de la dynamique du sol, ce dernier disposant d'une ressource propre considérable.

Nous avons mené une étude (Hennequin, 2000) à partir du logiciel STICS sur le potentiel de minéralisation des différents sols du vignoble et plus particulièrement du secteur de Rouffach. Il s'avère qu'un sol nu dans ce secteur produit par minéralisation entre 20 et plus de 100 kg d'azote par hectare et par an. Ceci confirme les propos de l'A.R.A.A. (1997) qui estime qu'« il y a tout lieu de penser que la majeure partie des sols viticoles est capable de fournir ces quantités d'azote [nécessaires à la vigne] à partir de l'humus ».

Du point de vue azoté, la faisabilité de l'enherbement se gère au jour le jour. Une bonne gestion de l'herbe, permet de voir le couvert herbeux comme un moyen efficace de lutter contre la vigueur d'une vigne en gérant les fauches (qui épuisent le stock de nitrate). En cas de stress azoté, l'enherbement constitue un très bon moyen de fertilisation gratuite par retournement et incorporation progressif de la biomasse végétale. En effet il est inutile de fertiliser de façon traditionnelle un couvert herbeux, tout est consommé à concurrence de 400 kgN/ha/an par l'herbe.

D'un point de vue environnemental, pour des conditions maximales de précipitations, la pratique de l'enherbement un rang sur deux (culture de l'enherbement associée aux itinéraires techniques liés à la présence du couvert herbacé) permet de limiter le lessivage de nitrate aux environs de 15 à 33 kgN/ha/an contre 62 à 141 kgN/ha/an pour une parcelle désherbée. Pour des conditions climatiques considérées dans la normale, la limitation du lessivage est plus modérée. Elle dépendra du stock d'azote nitrique présent dans le sol en début d'automne et de l'excédent hydrique hivernal générant du drainage naturel profond.

Devant les faibles améliorations des sorties environnementales (lessivage) et pour une prise de risque supérieure en terme faisabilité liée à la contrainte hydrique, l'enherbement tous les rangs n'est pas recommandé.



Abaque du bilan hydrique pour une saison végétative (début avril à fin septembre) en fonction de la RU, de la pluviométrie estivale et de l'itinéraire technique. Un graphique correspond à un itinéraire technique. Apparaissent les quintiles de précipitations et de la RU de sol d'Alsace, ainsi que les années de suivi à Rouffach pour une RU de 200 mm.

Quelques précautions s'imposent afin d'analyser les capacités du sol à minéraliser la matière organique, mais il s'avère indispensable d'incorporer les résidus de cultures dans le sol (sarments et feuilles) pour stabiliser la teneur en matière organique, sachant que les exportations réelles d'azote ne s'élèvent qu'à 20 kg/ha/an.

Nous pouvons répondre aux questions de la profession viticole :

OUI, l'enherbement est efficace pour limiter les pertes en azote sous vigne, en période hivernale. Le rôle de piège à nitrate attribué à un couvert herbacé, pendant la période hivernale, est donc validé avec une réduction maximale du lessivage (en conditions climatiques extrêmes associant excédent azoté du sol et excédent hydrique hivernal) de 75% pour une parcelle enherbée un rang sur deux par rapport à une parcelle désherbée.

MAIS le pool d'azote immobilisé par le couvert herbeux est toujours présent, telle une « bombe à retardement ». Cette situation nécessite une gestion de la période d'interplantation, par un retournement progressif du rang enherbé sur deux à trois saisons, avant déplantation.

OUI, l'enherbement réduit l'érosion et le ruissellement de 90%, tout en améliorant les propriétés du sol.

CEPENDANT, la différence de ruissellement ne permet pas de combler la perte évapotranspirative de l'herbe, et diminue donc de 40% la quantité annuelle d'eau infiltrée dans le sol.

OUI, l'enherbement peut concurrencer la vigne en ressource hydrique,

MAIS seulement pour les années dont la pluviométrie annuelle est inférieure à 590 mm, moyenne annuelle de la zone la moins humide de l'Alsace.

NON, l'effet de concurrence azotée n'est pas limitant dans la pratique, même sans apport fertilisant,

SI les résidus annuels de culture sont incorporés dans le sol et

SI l'enherbement est pensé comme un extracteur ou complément azoté gratuit en terme de fauche et de retournement.

IMPACT DE L'ENHERBEMENT DU VIGNOBLE ALSACIEN SUR LE TRANSFERT DES NITRATES

RESUME

La nappe alluviale d'Alsace voit la qualité de son eau se dégrader, notamment du fait de l'accroissement des concentrations en nitrates. Cette pollution provient en partie du vignoble situé en zone de piémont des Vosges, zone privilégiée de recharge de la nappe. Le projet Enherbement du Vignoble Alsacien (EVA) a pour principal objectif d'évaluer quantitativement et qualitativement l'impact d'une technique agri-environnementale qui consiste à enherber de façon maîtrisée un inter rang non cultivé sur deux de vigne. Pour répondre à cette question, une approche de terrain et une démarche de modélisation mécaniste ont été associées dans le cadre de cette thèse.

Deux parcelles, l'une témoin, l'autre expérimentale, situées à Rouffach (Haut-Rhin, France) ont été instrumentées et suivies de mai 1998 à octobre 2000, pour évaluer les principaux termes des bilans hydriques et azotés. Afin de compléter cette approche, les termes d'évapotranspiration et de prélèvement azoté des différents couverts ont été obtenus par simulation par le modèle de Riou *et al* (1989) et par paramétrage pour la culture de la vigne du logiciel STICS (Brisson *et al*, 1998), modèle agro-environnemental. Ceci a permis de comparer une parcelle désherbée chimiquement et une parcelle enherbée un inter rang sur deux, toute chose étant égale par ailleurs. L'approche par modélisation a consisté en l'adaptation du modèle SWMS_3D (Simunek *et al*, 1995, simulant les transferts d'eau et de soluté dans la zone non saturée) en intégrant le deuxième couvert herbacé ainsi que les cinétiques de réactions liées au nitrate.

Les résultats expérimentaux et la modélisation montrent que la pratique de l'enherbement diminue de 80% le lessivage des nitrates. Cette réduction est liée à la baisse de 30% des quantités d'eau naturellement drainées et d'une diminution de la concentration en nitrates sous parcelle enherbée un rang sur deux. Nous soulignons que la présence du couvert herbacé influe sur la redistribution des précipitations, ce qui peut générer des risques de stress hydrique pour la vigne.

MOTS-CLES

Vignoble alsacien – Enherbement – Bilan hydrique – Bilan azoté – Nitrate – Suivi in situ – Modélisation mécaniste – SWMS_3D

IMPACT OF GRASS COVER IN ALSACIAN VINEYARD ON NITRATE TRANSFER

ABSTRACT

The water quality of the Alsacian aquifer degrades principally because of nitrates. This pollution originates partly from the vineyard situated in the Piemont area of the Vosges massif which is a preferential zone of aquifer recharge. The main objective of the Enherbement du Vignoble Alsacien (EVA) project is to quantify the impact of an agri-environmental technique : to put grass in one out of two vine inter rows. The methodology of this work is based on the association of two approaches : field experiment and physical modelling.

Two vine plots were chosen at Rouffach (Haut-Rhin, France). Both were instrumented and monitored from May 1998 to October 2000. One represents a witness plot, with chemical weeding in the inter row and the other one has a grass cover on one out of two inter rows. The field approach tried to assess the main terms of water and nitrogen balances. Furthermore the water and nitrate uptakes of the different covers (grass and vine) were simulated by using Riou *et al* (1989) evapotranspiration algorithm and the agricultural model STICS (Brisson *et al*, 1998). Then the modelling approach consisted in adapting the SWMS_3D model (Simunek *et al*, 1995), that simulates the water flow and solute transport in three dimension: It was necessary to introduce a second uptake algorithm (grass cover), and the kinetic reaction equation linked to nitrate transformations were modified.

The field and model results show that the grass cover technique reduces nitrate leachate five times. This reduction is the consequence of a water drainage decrease by 30% and of a nitrates concentration decrease in water soil solution under grass cover. The grass cover also influences the rainfall redistribution in soil, which could cause some water stress to vine.

KEY-WORDS

Alsacian vineyard – Grass cover – Water balance – Nitrogen balance – Nitrate pollution – Field monitoring – Mechanistic modelling – SWMS_3D