



HAL
open science

Modélisation biogéochimique du système "Irrigation-sol-plante-nappe" : Application à la durabilité du système de culture du foin de Crau

Gihan Mohammed

► **To cite this version:**

Gihan Mohammed. Modélisation biogéochimique du système "Irrigation-sol-plante-nappe" : Application à la durabilité du système de culture du foin de Crau. Sciences agricoles. Université d'Avignon, 2017. Français. NNT : 2017AVIG0691 . tel-03163007v2

HAL Id: tel-03163007

<https://theses.hal.science/tel-03163007v2>

Submitted on 9 Mar 2021

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.



École Doctorale 536 "Agrosociences et Science"

UMR 1114 – INRA – UAPV Environnement Méditerranéen et
Modélisation des Agro-Hydrosystèmes (EMMAH)

Thèse

Présentée pour l'obtention du grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ D'AVIGNON ET DES PAYS DE
VAUCLUSE

par

Gihan Mohammed

**Modélisation biogéochimique du système
"Irrigation-sol-plante-nappe"
Application à la durabilité du système de culture
du foin de Crau**

Spécialité : Hydrogéochimie

Soutenue le devant le jury composé de :

Marie-pierre Turpault	Directeur de Recherche, INRA Nancy	Rapporteur
Benoit Jaillard	Directeur de Recherche, SupAgro Montpellier	Rapporteur
Fabienne Trolard	Directeur de Recherche, INRA Avignon	Directeur de thèse
Marina Gillon	Maître de conférences, Université d'Avignon	Co-encadrant de thèse

Introduction générale

Les missions dans l'espace et la recherche scientifique ont mis à jour un aspect occulté du globe terrestre, la fragilité des écosystèmes. Pollution de l'air, pollution des sols, réchauffement climatique, élévation du niveau de la mer etc. Le début du troisième millénaire s'annonce chargé de problèmes écologiques accumulés au cours des décennies précédentes. D'une part, une hausse de l'activité économique humaine causée par l'augmentation de la population, l'augmentation de la consommation des ressources naturelles et l'intensification de la production. D'autre part, les changements globaux (dégradation des écosystèmes naturels, l'augmentation de la superficie des terres perturbées par l'activité économique, la déforestation, les changements dans les cycles biogéochimiques de certains éléments, la pollution globale, etc.) suite aux activités humaines ont atteint des niveaux qui menacent la stabilité de la biosphère elle-même.

Les changements globaux, et en particulier la dégradation des écosystèmes naturels, nous invitent à considérer deux facteurs majeurs qui impactent la durabilité d'un territoire : l'étalement urbain et le changement climatique. La croissance urbaine est sans aucun doute un facteur de développement économique, mais aussi souvent un facteur de dégradation des milieux naturels et agricoles qui menace la biodiversité et affecte la productivité des écosystèmes par dégradation des habitats et des milieux, la réduction de biomasse et le déstockage du carbone (FOUCHIER, 2011).

En ce qui concerne l'étalement urbain, la plupart des villes à forte croissance démographique se trouvent dans les pays à faibles revenus tel que l'Asie et l'Afrique. Selon une étude publiée par la FAO, il est avéré que dans dix ans, la croissance humaine des villes de l'Afrique subsaharienne devrait augmenter de près de 45% ; ce qui correspondrait à une augmentation de 320 à 460 millions habitants (FAO, 2015). De plus, le Bassin Méditerranéen est soumis à des pressions importantes à cause de la croissance de la population et dans un contexte de ressources limitées (sols agricoles et eau). Cette augmentation concerne surtout les pays du sud et de l'est du

bassin. Un doublement du nombre d'habitants a été constaté entre 1970 et 2000 ; la population est passée de 116 Mhab à 234 Mhab, respectivement (PLAN-BLEU, 2015). Pour la même période, les pays du Nord ont eu un taux d'augmentation beaucoup plus faible, le nombre est passé de 169 Mhab à 193 Mhab. Les prévisions futures montrent des augmentations sur un rythme similaire au Sud et à l'Est (327 Mhab en 2025) et un tassement au Nord (197 Mhab en 2025).

Les plus récentes prévisions des Nations Unies montrent une augmentation de la population urbaine de 1,35 milliard d'ici 2030 (ONU, 2012). Cette croissance qui existe partout a profondément affecté le développement rural, l'agriculture et la sécurité alimentaire globale.

Aujourd'hui, les zones urbaines à travers le monde sont en expansion ; en moyenne, deux fois plus vite que leurs populations (SETO et al., 2011 ; ANGEL et al., 2011). L'augmentation mondiale de la superficie urbaine égale à 58 000 km² a été observée entre 1970 et 2000. Notamment, l'Inde, la Chine et l'Afrique ont connu les taux d'expansion des terres urbaines les plus élevées, et le plus grand changement de l'étendue urbaine totale a eu lieu en Amérique du Nord (SETO et al., 2011).

L'Europe a eu aussi sa part de la croissance urbaine, plus de 800 000 ha ont été bâtis entre 1990 et 2000 ; ce qui représente 3 fois la superficie du Luxembourg. D'après la Commission européenne en 2011, l'artificialisation des sols européens progresse à un rythme inquiétant (3% par an), elle a atteint 9% du territoire européen en 2010 (DNR-EEB, 2011). Le même constat est fait en France. L'urbanisation qui progressait à un rythme de 54 000 ha/an pendant les années 1980 et 61 000 ha/an dans les années 1990, s'est accélérée avec 86 000 ha/an entre 2006 et 2009 (FNSAFER, 2011) atteignant ainsi 9% du territoire métropolitain en 2010 (JEAN, 2011). Le même constat est fait ailleurs, en Italie (BIASIOLI, BARBERIS et AJMONE-MARSAN, 2006) ou en Asie (ZHANG et al., 2007).

Selon les prévisions, 70% de la population mondiale sera urbaine en 2050 (FOUCHIER, 2011). Les systèmes agricoles et ses services d'approvisionnement alimentaires et biologiques, l'environnement local et le bien-être sont menacés (FOUCHIER, 2011).

L'étalement urbain s'accompagne de la dégradation des sols qui conduit à la modification profonde de ses caractéristiques physico-chimiques. Ceci perturbe la biologie du sol, les cycles des éléments et le cycle de l'eau en modifiant le ruissellement, le temps de résidence de l'eau, l'infiltration, l'évaporation... affectant le fonctionnement hydrologique global des bassins versants (TROLARD et al., 2013b).

Par conséquent, cet étalement détruit les actifs environnementaux qui assurent les services éco-systémiques. Le changement de la couverture terrestre pourrait conduire à la perte de près de 40% des espèces dans certaines des régions les plus biologiquement diversifiées à travers le monde (PIMM et RAVEN, 2000).

En ce qui concerne le changement climatique, le climat définit les conditions d'équilibre des fonctions bio-physico-chimiques de la zone critique terrestre dans laquelle nous vivons et le changement climatique peut impacter positivement ou négativement ses fonctions en modifiant les services rendus par les écosystèmes dont dépendent nos socio-systèmes (TROLARD et al., 2013b).

Pour satisfaire les besoins alimentaires mondiaux à l'horizon 2050, il est nécessaire d'augmenter de 70 % la production agricole. Une agriculture plus productive, le développement des surfaces irriguées (BRUINSMA, 2009), ainsi qu'une augmentation des surfaces d'agricoles sont de véritables défis à relever à moyen terme.

Face aux enjeux du développement durable, il est nécessaire que les acteurs de l'aménagement du territoire disposent d'outils leur permettant de limiter l'impact de l'étalement urbain. Ainsi pour assurer la résilience d'un territoire face à ces changements, il est nécessaire aujourd'hui de raisonner en termes d'espaces limités, de ressources rares (notamment en sol et eau) et de développer des approches intégrées qui permettent d'étudier les trajectoires spatio-temporelles des écosystèmes, leurs fonctions dans les socio-écosystèmes et de tester des scénarios d'évolution possibles afin de préserver et gérer au mieux les ressources qu'ils contiennent (TROLARD et DANGEARD, 2014). Une telle démarche a été proposé sur le territoire de la Crau (ASTUCE & TIC, 2011).

En milieu méditerranéen nous nous intéressons aux systèmes irrigués qui peuvent contribuer à réguler le climat local, la ressource en eau et la sécurité alimentaire. Pour cela nous proposons un modèle d'intégration des informations issues de l'agronomie, de la climatologie, de la géochimie et de la science du sol et nous le testons sur un territoire de démonstration.

Nous avons choisi la Crau au sud de la France pour les raisons suivantes :

- la région représente un exemple parmi d'autres dans le monde où les effets des pressions climatiques et anthropiques (extension urbaine) sont accentuées ;

- c'est un territoire sous réseau hydrographique naturel et la ressource de l'eau vient de la rivière Durance, ainsi l'allocation de l'eau pour les divers usages est un défi majeur pour le développement local (des activités agricoles et besoins croissants pour des raisons démographiques et de développement économique désiré) ;
- la ressource en eau dépend d'un système d'irrigation gravitaire important construit à partir de la Durance pour laquelle une analyse géochimique permet d'évaluer la durabilité d'un système d'agriculture intensif.

Depuis le 16^e siècle, l'irrigation gravitaire a construit un système durable en formant des sols, en assurant des productions agricoles de haute performance : foin de Crau (AOP), agneau de Sisteron (IPG) et Merinos d'Arles (IPG) et en participant au renouvellement des eaux de la nappe souterraine. Cependant, la disponibilité de l'eau pour l'irrigation va diminuer à cause, d'une part, du changement climatique qui va modifier les régimes pluviométriques dans les montagnes, et par conséquent les régimes hydrologiques des rivières (la Durance et ses affluents), et d'autre part à cause de la demande accrue en eau pour d'autres secteurs.

Ce système étant menacé à la fois par l'urbanisation des terres agricoles et par la diminution de la disponibilité en eau pour l'irrigation (TROLARD et al., 2016), l'étude proposée vise ainsi à construire une vision dynamique spatio-temporelle de l'évolution du système irrigation – prairie – sol - nappe en Crau. Pour étudier la durabilité de ce système face aux changements globaux, un modèle biogéochimique est proposé, testé et validé.

Pour cela, deux démarches sont utilisées : l'étude de terrain et la modélisation. L'étude de terrain comprend des suivis temporels et spatiaux de la qualité des eaux de surface, de la nappe phréatique et de la qualité du foin des prairies.

La modélisation consiste en un modèle biogéochimique prenant en compte l'ensemble des compartiments réactionnels du système irrigation – prairie – sol – nappe.

Ainsi il est nécessaire d'acquérir des données sur :

- la qualité des eaux de la surface et de la nappe ;
- la minéralogie des sols ;
- la nature et la quantité d'engrais apportés sur les sols des prairies ;

- les quantités d'éléments chimiques prélevées et exportées lors des différentes coupes de foin, et
- l'effet du pâturage hivernal des prairies par les ovins.

La présente thèse est structurée en trois parties, suivant la logique présentée précédemment : étude bibliographique, étude de terrain de la zone d'étude suivie de la modélisation.

La première partie est constituée de trois chapitres. Le premier chapitre traite la bibliographie de l'aspect géochimie sur l'interaction sol/eau et les processus géochimiques issus de cette interaction. Le second chapitre présente la zone d'étude et le troisième chapitre explique les méthodologies suivies pour réaliser ce travail.

La deuxième partie, constituée de deux chapitres, est consacrée aux résultats de terrain obtenus. Le quatrième chapitre porte sur l'analyse du foin des prairies permanentes et le cinquième chapitre sur la qualité des eaux de surface et de nappe.

La troisième partie, également constituée de deux chapitres, est consacrée aux résultats de la modélisation. Le sixième chapitre détaille le fonctionnement et la validation du modèle biogéochimique du système "irrigation - foin - sol - nappe". Le septième et dernier chapitre de cette thèse porte sur l'application du modèle obtenu pour évaluer les risques environnementaux de ce système. Une conclusion générale et des perspectives clôturent ce document.

Table des matières

Introduction générale	i
Problématique, la zone d'étude et les méthodes utilisées	1
1 Géochimie des eaux	3
1.1 Les interactions eau - roches	3
1.2 Les indicateurs de risques	11
1.3 La modélisation des interactions eau / roches	17
1.4 L'intérêt de la simulation des processus et des données sur les eaux	17
2 La zone d'étude	19
2.1 Description du site d'étude	19
2.2 Les composantes du système étudié	34
3 Modèles, Matériels et Méthodes	37
3.1 Modèles	37
3.2 Les données sur les eaux de surface	46
3.3 Les données sur les eaux souterraines	58
3.4 Les données sur le foin	58
3.5 Les données sur les sols et les engrais	63
3.6 Les données climatiques	65
3.7 Les méthodes d'analyse statistiques	65
3.8 Conclusion de la première partie	68
Résultats et discussion : l'étude de terrain	71
4 Les prairies permanentes	73
4.1 Le foin de Crau	73

4.2	La fertilisation	91
4.3	Conclusion	96
5	Qualité des eaux	97
5.1	Le comportement de l'eau	97
5.2	Les eaux de surface	98
5.3	L'eau de nappe	106
5.4	Dynamique géochimique entre les eaux	107
5.5	Conclusion	110
	 Résultats et discussion : la modélisation	 113
6	La modélisation biogéochimique	115
6.1	Construction du modèle Biogéochimique	115
7	Application du modèle biogéochimique	175
7.1	Évaluation des indicateurs de risques concernant les sols et les eaux .	175
	 Conclusions générales et perspectives	 231
	 Bibliography	 244
A	Precos framework, la base de la thèse	245
B	L'étude de terrain en Crau	259
B.1	La composition chimique des plantes des prairies de Crau en 2015 . .	259
B.2	L'enquête portée sur l'application de la fertilisation sur la Crau . . .	260

1

Première partie

2

Problématique, la zone d'étude et

3

les méthodes utilisées

Chapitre 1

Géochimie des eaux

De ce qui précède, il résulte que les modifications de la qualité de l'eau lors de son transfert dans les sols sont un fil directeur essentiel de ce travail. Ce chapitre présente les processus en jeu.

1.1 La qualité de l'eau et ses interactions avec les roches et les sols

1.1.1 Les modifications de la qualité de l'eau lors du cycle hydrologique

Les eaux de pluie traversent les sols et les roches avant d'émerger à la surface (TARDY, 1993). La pluie se forme par condensation de la vapeur d'eau autour de particules solides présentes dans l'atmosphère. La pluie est très peu minéralisée, la minéralisation étant limitée à la dissolution de particules présentes dans l'atmosphère (poussières de minéraux, aérosols, sels marins) et aux gaz qui peuvent se dissoudre dans les gouttes d'eau (CO_2 , différents acides). Le plus grand changement de la composition chimique des eaux se produit lorsque l'eau traverse les horizons superficiels du sol. Ces changements dépendent de la nature des terrains traversés, du climat et de la durée du parcours. L'eau alimente des nappes superficielles (nappes phréatiques), et parfois des nappes plus profondes.

La minéralisation de l'eau dépend principalement de ces interactions eau-roche favorisées par une pression partielle de CO_2 10 à 100 fois supérieure à celle de l'atmosphère; CO_2 est produit dans les sols par l'oxydation de la matière organique (*respiration*) et diffuse vers l'atmosphère *extérieure*. Par conséquent, en dissolvant CO_2 de l'atmosphère du sol, l'eau de pluie devient plus acide, ce qui lui permet de réagir avec les minéraux des sols, selon leur solubilité (BOURRIÉ, TROLARD et FREYTET, 2008). Il ne faut cependant pas oublier une augmentation de la minéralisation de l'eau liée à l'évaporation de l'eau lors de son infiltration dans le sol. D'autres

réactions/processus que la dissolution des minéraux entraînent une évolution de la chimie des eaux dans le sol ou plus en profondeur dans la nappe : adsorption/désorption, échanges ioniques, mélange entre différentes masses d'eau (Figure 1.1, (TERCÉ, 1998)). La minéralisation ainsi acquise par l'eau permet d'approvisionner les plantes en éléments indispensables à leur croissance.

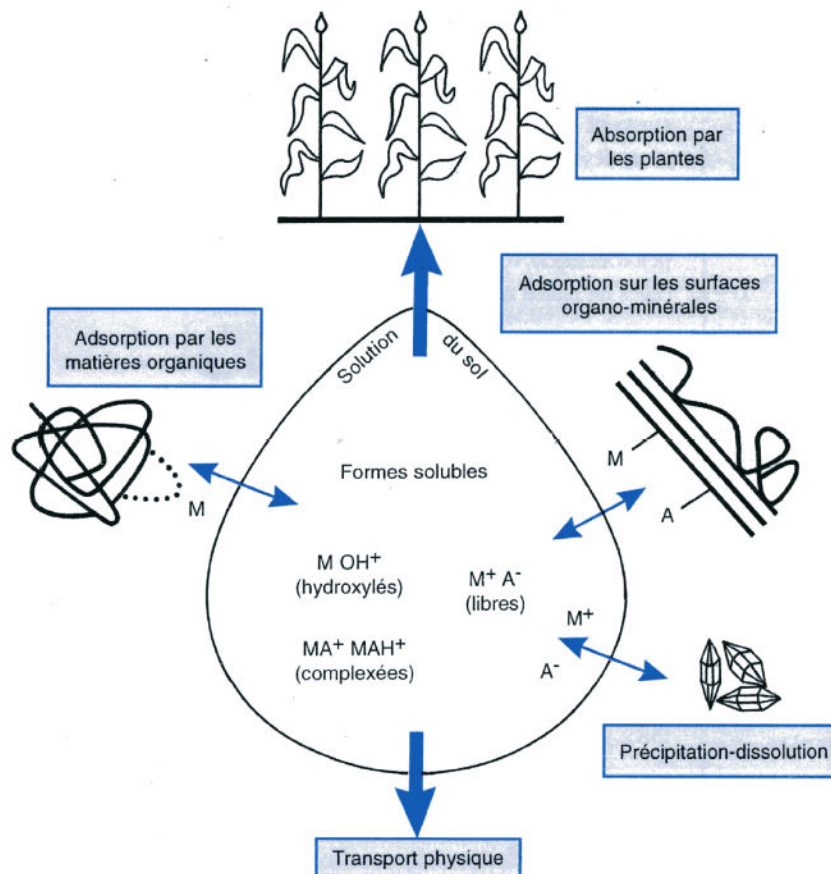


Figure 1.1 : Interactions sol / solution, d'après TERCÉ, 1998.

M= cations et A= anions

1.1.2 Les mécanismes d'acquisition de la composition chimique des eaux

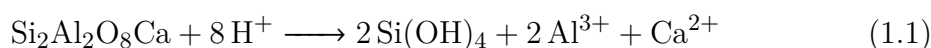
1.1.2.1 Les réactions d'hydrolyse dans la zone critique

Pendant son infiltration dans le sol, l'eau traverse des horizons organiques ou organo-minéraux et se charge en CO_2 dissous. Le CO_2 dissous peut fournir des H^+ par dissociation permettant le déroulement de réactions d'hydrolyse des minéraux

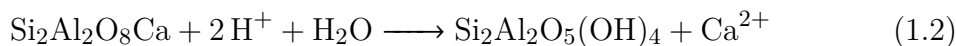
altérables (BOURRIÉ, TROLARD et FREYTET, 2008). Les réactions d'hydrolyse ont pour effet d'accroître la charge dissoute des eaux naturelles. Ces réactions libèrent les éléments constitutifs de ces minéraux en solution, comme des alcalins (Na, K...), des alcalino-terreux (Mg et Ca...), des métaux de transition (Al, Fe...), et des métalloïdes (Si, P et S). Dans les gammes de pH et de potentiel d'oxydo-réduction du domaine de stabilité de l'eau, trois groupes d'éléments se distinguent d'après leur charge électrique :

- de faible charge électrique (I et II) : ils sont entourés d'une sphère de molécules d'eau (cations hydratés Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+});
- de charge +III : ils sont sous forme de cations à pH acide, de molécules neutres à pH neutre, d'anions à pH alcalin. Ils ont donc un caractère acide marqué (Fe^{3+} , Al^{3+}) et forment des hydroxydes insolubles à pH neutre et des anions à pH alcalin;
- de charge supérieure à +III, ils sont présents sous forme de molécule neutre ($\text{Si}(\text{OH})_4$) ou d'oxy-anions (PO_4^{3-} , SO_4^{2-}).

Par exemple, l'aluminosilicate de calcium (l'anorthite) est un minéral courant et facilement altérable des roches continentales. La réaction d'hydrolyse de ce minéral s'écrit :



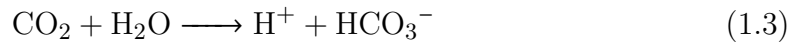
Toutefois dans le cas où le pH est neutre, l'aluminium est insoluble et précipite sous forme d'hydroxyde, $\text{Al}(\text{OH})_3$, la gibbsite, ou sous forme de kaolinite qui est un minéral très commun dans les sols tempérés ou tropicaux. Pratiquement tout l'aluminium libéré par la réaction (1.1) reprécipite. La concentration en aluminium dans l'eau est alors très faible ($10^{-6} - 10^{-5}$ mol/L). La dissolution de l'anorthite associée à la précipitation de kaolinite (eq. 1.2) mène à la libération de Ca^{2+} en solution.



L'hydrolyse d'autres silicates est à l'origine de la présence d'autres cations (Na^+ , K^+ et Mg^{2+}) et de la silice en solution.

69 **1.1.2.2 La dissociation de CO₂ et l'altération des roches comme puits**
 70 **de CO₂**

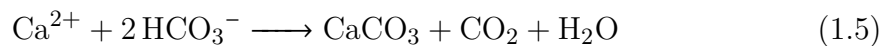
71 La dissociation de CO₂ dissous est la source principale des protons et fournit des
 72 ions bicarbonates :



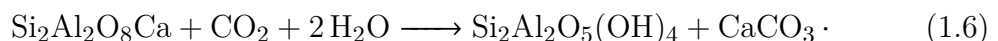
73 De ce fait, l'alcalinité de la solution et le pouvoir tampon de l'eau par rapport au pH
 74 augmentent (BOURRIÉ, 1976). L'altération des minéraux des roches continentales est
 75 limitée. Dans les sols jeunes, la limite est fixée par le nombre de protons disponibles,
 76 et dans les sols vieux par la quantité de minéraux altérables. Dans un sol jeune, la
 77 combinaison des réactions (1.2) et (1.3) donne :



78 Ceci montre que l'altération consomme deux molécules de CO₂ du sol. Le calcium
 79 et les deux ions hydrogénocarbonates sont exportés des continents vers les bassins
 80 sédimentaires, précipitant sous forme de calcite et relâchant CO₂ dans l'atmosphère,
 81 suivant la réaction :



82 Donc, globalement, l'altération des silicates de calcium retire une molécule de CO₂
 83 de l'atmosphère et la piège sous forme de calcaire :



84 L'altération des silicates de calcium avec formation des argiles dans les sols et de
 85 calcite dans les bassins sédimentaires est le puits majeur de CO₂. La réaction peut
 86 se simplifier comme suit :

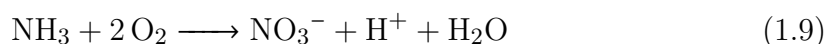


87 Le processus, décrit ci-dessus avec Ca²⁺, existe aussi avec les autres alcalins et
 88 alcalino-terreux. Mais dans les bassins sédimentaires, Na⁺ et K⁺ reprécipitent sous
 89 forme de silicates et le CO₂ repart dans l'atmosphère, ce qui fait que le bilan est
 90 nul pour CO₂. Pour Mg²⁺, une partie précipite sous forme de silicate (argiles ma-
 91 gnésiennes) et une partie sous forme de dolomite CaMg(CO₃)₂. C'est cette dernière

92 qui contribue aussi à piéger le CO₂ atmosphérique.

93 1.1.2.3 L'oxydation de N et S de la matière organique

94 L'azote sous forme N(-III) est un élément constitutif des acides aminés dans la
 95 matière organique. Le soufre y est présent sous forme S(-II) dans les radicaux -SH.
 96 La minéralisation de la matière organique des sols est pratiquement une combinai-
 97 son entre une hydrolyse et une oxydation. Lorsque l'azote est absorbé sous forme
 98 ammoniacale, la réaction inverse a lieu à l'interface racine / solution et le bilan de
 99 protons est nul. La transformation de l'ammonium N(III) en nitrate N(V) libère
 100 un proton (équation 1.9). Néanmoins, l'absorption de nitrate à l'interface racine/so-
 101 lution libère un OH⁻ en échange, et donc le bilan de protons est également nul.

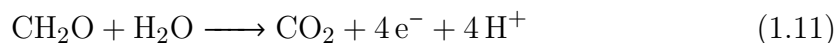


104 Des réactions du même type affectent le soufre organique.

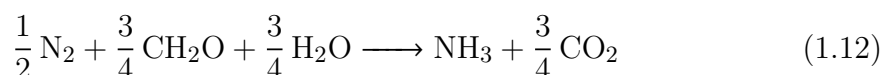
105 Ceci peut paraître paradoxal, parce que l'utilisation d'engrais ammoniacaux
 106 conduit à acidifier les sols. Et pourtant, il est clair que si des éléments subissent
 107 des cycles d'oxydation et de réduction qui les ramènent à l'état initial, les bilans
 108 d'électrons et de protons ne peuvent qu'être nuls. Le résultat reste le même si on
 109 ajoute les échanges d'azote avec l'atmosphère, fixation symbiotique de l'azote et
 110 dénitrification. La fixation de l'azote s'écrit :



111 Le donneur d'électrons est le carbone organique fourni par la plante au symbiote
 112 fixateur, ici représenté sous forme d'un hydrate de carbone CH₂O :



113 et en combinant les deux demi-réactions, de façon à éliminer les électrons, il vient :



114 Cette réaction montre bien que la fixation symbiotique de l'azote, nécessairement
 115 couplée à la respiration, est un processus inerte du point de vue acido-basique.

116 En fait, le bilan est tout simplement nul s'il n'y a pas d'exportations de sels
 117 minéraux. C'est différent s'il y a exportation d'éléments minéraux (agrosystèmes),
 118 lorsqu'on n'exporte pas seulement des carbohydrates (CH_2O), ou s'il y a des « fuites »
 119 de cations et d'anions vers les nappes : un ion nitrate non absorbé par les plantes
 120 correspond à un ion OH^- non excrété par la pompe à protons racinaire. Le bilan
 121 doit donc être fait pour l'ensemble des éléments minéraux majeurs et intégré sur
 122 l'ensemble de la « zone critique ».

123 S'il y a exportation, vers les plantes ou vers les nappes, la dynamique de l'azote
 124 peut être calculée d'après le bilan ($[\text{NH}_4^+]_{\text{in}} - [\text{NH}_4^+]_{\text{out}} - ([\text{NO}_3^-]_{\text{in}} - [\text{NO}_3^-]_{\text{out}})$)
 125 (BREEMEN, MULDER et DRISCOLL, 1983).

126 1.1.2.4 La pompe à protons racinaire

127 Les racines absorbent les éléments minéraux Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , H_2PO_4^- , SO_4^{2-} et
 128 Ca^{2+} . La somme des charges absorbées par les plantes est positive, car l'absorption
 129 est dominée par le potassium. La plante compense cet excès de charges positives
 130 par l'émission de protons vers le sol. De ce fait, le milieu racinaire (la rhizosphère)
 131 s'acidifie ce qui conduit à la dissolution des minéraux et à la mobilisation d'oligo-
 132 éléments. Par contre, la minéralisation de la matière organique consomme des H^+
 133 et les cendres issues de cette minéralisation ont un caractère basique. Donc, le bilan
 134 est nul s'il n'y a pas d'exportations nettes d'éléments minéraux et si le système est
 135 en état stationnaire.

136 1.1.2.5 Les flux entre compartiments et les bilans de protons

137 L'étude des flux et des bilans de protons se raisonne sur les écosystèmes dans les-
 138 quels on distinguera les écosystèmes naturels qui n'exportent pratiquement pas d'élé-
 139 ments minéraux et les agrosystèmes qui eux en exportent. L'analyse des flux entre
 140 compartiments dans un agrosystème est facilitée par la construction d'un graphe
 141 (figure 1.2) qui identifie des structures de l'éco-agrosystème.

142 Pour chacun des compartiments, la somme des flux est égale à la variation de
 143 stock. Par exemple, la variation de la biomasse est donnée par la relation :

$$\Delta BM = Q_p + Q_u - Q_{ex} - Q_l - Q_t \quad (1.13)$$

144 où Q_p est le flux d'apports atmosphériques à la végétation, Q_u le flux d'absorption
 145 par le système racinaire, Q_{ex} le flux d'exportation, Q_l le flux de restitution au sol par
 146 les retombées de litière, Q_t le flux d'éléments excrétés par les feuilles et lessivés le

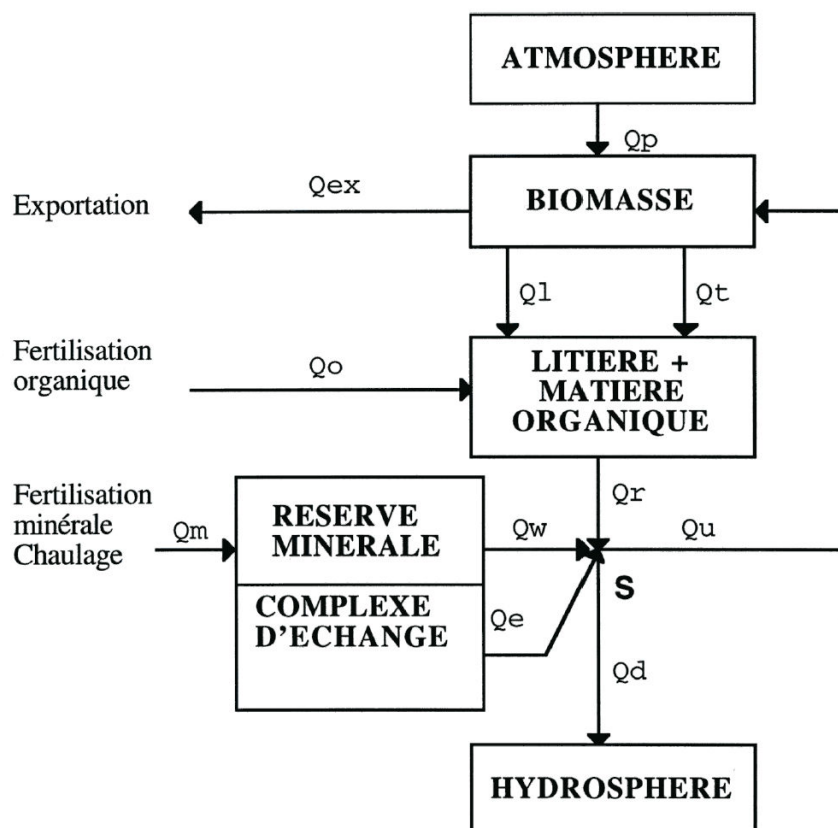


Figure 1.2 : Les flux entre différents compartiments dans un agrosystème, d'après (BOURRIÉ et LELONG, 1990 ; BOURRIÉ et LELONG, 1994)

147 long des troncs. La solution du sol (S) se représente comme un noeud, car sa capacité
 148 est très petite par rapport aux flux qui la traversent. Par conséquent, la somme des
 149 flux qui entrent et sortent est nulle. Suivant cette méthode, les équations de conserva-
 150 tion s'écrivent facilement (BOURRIÉ et LELONG, 1990 ; BOURRIÉ et LELONG, 1994).

151

152 D'une façon générale, il faut séparer les zones non irriguées des zones irriguées :
 153 dans ces dernières, le flux d'éléments minéraux apportés par les eaux d'irrigation
 154 peut être plus important que le flux apporté par l'atmosphère.

155 En effet, l'alcalinité de la solution (BOURRIÉ, 1976) est une combinaison linéaire
 156 des concentrations en cations conjugués de bases fortes et anions conjugués d'acides
 157 forts. La différence entre l'alcalinité entrante et l'alcalinité sortante donne donc
 158 directement la somme des flux internes de protons. L'étude de (BOURRIÉ et LELONG,
 159 1994) qui ont appliqués cette méthode au bassin versant du Mont Lozère a identifié
 160 les termes sources de protons :

- 161 • les pluies acides ;
- 162 • la dissociation de CO_2 produit dans le sol, ce qui conduit à la formation de
163 HCO_3^- ;
- 164 • la dynamique de l'azote, calculée d'après le bilan ($[\text{NH}_4^+]_{\text{in}} - [\text{NH}_4^+]_{\text{out}} -$
165 ($[\text{NO}_3^-]_{\text{in}} - [\text{NO}_3^-]_{\text{out}}$) (BREEMEN, MULDER et DRISCOLL, 1983) ;
- 166 • l'absorption nette de cations qui s'accompagne de la production d' H^+ par la
167 biomasse.

168 et les termes puits de protons :

- 169 • l'absorption nette des anions Cl^- et SO_4^{2-} , qui s'accompagne de la production
170 d' OH^- par la biomasse ;
- 171 • la libération des cations par l'altération des minéraux ;
- 172 • la fixation des anions Cl^- et SO_4^{2-} sur les constituants solides des sols.

173 Pour pouvoir appliquer cette analyse à d'autres écosystèmes, il faut d'abord éta-
174 blir des graphes pertinents de l'écosystème considéré dans son environnement atmo-
175 sphérique et hydrosphérique. En fonction du contexte, les apports par l'atmosphère
176 et les eaux d'irrigation peuvent ne pas être négligeables.

177 1.1.2.6 La concentration des eaux par évaporation et les mélanges

178 La concentration des eaux par évaporation, le mélange entre des eaux de com-
179 position différentes sont des processus qui engendrent des variations de composition
180 chimique de l'eau. La concentration des eaux d'irrigation en climat semi-aride ou
181 aride conduit en effet en quelques décennies à la salinisation secondaire des sols et à
182 la désertification. D'après (BREEMEN et WIELEMAKER, 1974 ; AL DROUBI, 1976 ;
183 VALLÈS, 1987), l'alcalinité résiduelle permet de prévoir l'évolution du pH lors de la
184 précipitation de minéraux tels que la calcite ou le gypse.

185 1.1.2.7 Les effets d'apport d'engrais minéraux

186 Les engrais phosphopotassiques sont des minéraux choisis pour être assez so-
187 lubles, et conditionnés industriellement pour présenter des granulométries adaptées
188 à une libération progressive des éléments P et K dans l'eau. Ces engrais binaires
189 "P-K", sont constitués principalement de quatre minéraux solubles (ASTUCE &
190 TIC, 2011) :

- 191 • le dihydrogénophosphate de calcium monohydrate, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$;
- 192 • le gypse, $\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$ ou l'hémihydrate $\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$;
- 193 • le sulfate de potassium, K_2SO_4 , l'arcanite ;
- 194 • le chlorure de potassium, KCl , la sylvite.

195 Ils apportent donc aussi du soufre sous forme de sulfate et du chlorure. Ces
196 engrais ont donc un apport salinisant, que l'on peut évaluer par un indice de salinité,
197 par rapport à une référence, comme le nitrate de sodium (MOUGHLI, 2000). Les
198 engrais phosphopotassiques formés à partir de superphosphate simple ou triple et
199 de sulfate ou chlorure de potassium n'ont par contre pas d'effets à long terme sur le
200 pH du sol (MOUGHLI, 2000). En effet, la sylvite et l'arcanite sont des sels neutres.
201 Pour les autres engrais, H_2PO_4^- et K^+ sont absorbés intégralement, l'effet net sur
202 le pH du sol via la pompe à protons racinaire sera nul dès lors que les OH^- excrétés
203 en échange de H_2PO_4^- et de SO_4^{2-} compensent les H^+ excrétés en échange de
204 K^+ . Dans ce cas, pour qu'il n'y ait pas d'effet sur le pH, le nombre de Ca^{2+} dans la
205 formule de l'engrais doit être la moitié du nombre de moles de Cl^- . c'est-à-dire que
206 les éléments non absorbés forment un sel neutre tel que CaCl_2 . C'est généralement
207 le cas, mais dans l'analyse chimique publiée des engrais, *i.e.* étiquette sur les sacs
208 d'engrais, P, K, parfois S figurent, mais rarement Ca et Cl (ASTUCE & TIC, 2011).

209 1.2 Les indicateurs environnementaux de qualité 210 des sols et des eaux

211 1.2.1 Les risques géochimiques concernant les sols et les 212 eaux

213 Les principaux risques environnementaux identifiés pour les sols (ASTUCE &
214 TIC, 2011) sont :

- 215 • l'acidification des sols, c'est-à-dire la baisse du pH des sols ;
- 216 • l'alcalinisation, c'est-à-dire l'augmentation du pH des sols ; le moteur ici est
217 l'évaporation ;
- 218 • la salinisation des sols, qui est une des causes de la désertification ;

- 219 • la dégradation de la structure des sols, la dégradation du drainage des sols ;
220 ceci est particulièrement marqué lorsque sont présentes des argiles gonflantes
221 et des concentrations élevées en ions sodium ; c'est un problème majeur dans
222 les périmètres irrigués en zones méditerranéennes et semi-arides ;
- 223 • l'érosion des sols, facilitée par l'intensité des pluies (érosivité des pluies) et
224 par l'érodibilité des sols ; celle-ci augmente, même sur pente faible, lorsque la
225 structure des sols se dégrade ou lorsque les sols sont tassés ;
- 226 • l'imperméabilisation des sols due à l'étalement urbain ("soil sealing").
227

228 Le dernier risque est pris en compte par l'approche de l'artificialisation des sols.

229 En ce qui concerne l'eau de la nappe, le risque environnemental est de deux types :

- 230 • la salure de la nappe, la rendant impropre à satisfaire les besoins des cultures,
231 du fait d'un potentiel osmotique trop élevé ;
- 232 • la non potabilité de l'eau.

233 1.2.2 Le risque d'acidification des sols

234 Les tendances géochimiques générales sont appréciées par les indices de satura-
235 tion des solutions du sol et de la nappe par rapport à des minéraux. Le système
236 calcite/ CO_2 est le premier système influençant le pH, variable majeure de l'environ-
237 nement et de la qualité des sols et des eaux. L'indice de saturation (SI) des eaux
238 vis-à-vis de la calcite permet d'apprécier l'impact des modifications de l'occupation
239 des sols sur le pH, le pouvoir tampon et les conditions de fertilité des sols, cet indice
240 est défini par :

$$SI = \log IAP - \log K_{sp} \quad (1.14)$$

$$IAP = \frac{\{\text{Ca}^{2+}\}\{\text{CO}_3^{2-}\}}{\{\text{Calcite}\}} \quad (1.15)$$

$$K_{sp} = 10^{-8.3}, 25^\circ\text{C}, 1 \text{ bar}, \quad (1.16)$$

241 Les grandeurs entre accolades $\{\}$ sont les activités des éléments (sans dimension).
242 Si la calcite est pure et à l'état standard, l'activité de la calcite est égale à 1. La
243 solubilité de la calcite diminue lorsque la température augmente, c'est le contraire
244 de la plupart des minéraux.

245 1.2.3 Le risque d'alcalinisation des sols et des eaux

246 À partir de l'alcalinité de l'eau et du degré de la concentration par l'évaporation,
 247 on peut apprécier le risque d'alcalinisation des sols et des eaux. La variation du
 248 pH lors de la concentration par évaporation est donnée par le signe de l'alcalinité
 249 (BOURRIÉ, 1976) :

250

$$\begin{cases} [Alc] > 0, & \text{le pH augmente;} \\ [Alc] = 0, & \text{le pH reste constant;} \\ [Alc] < 0, & \text{le pH diminue.} \end{cases}$$

251 Si le pH augmente, à $p\text{CO}_2$ constante, la concentration en carbonate augmente.

252 En même temps, la concentration par évaporation fait augmenter la concentra-
 253 tion de tous les éléments en solution dont Ca_2^+ et le carbone dissous. Lorsque la
 254 saturation avec la calcite est atteinte, et si la calcite précipite, alors, pour maintenir
 255 constant le produit ionique d'activités IAP, il y a deux possibilités : soit le calcium
 256 augmente et le carbonate diminue, soit c'est l'inverse, le carbonate augmente et le
 257 calcium diminue. Le système bifurque donc (AL DROUBI, FRITZ et TARDY, 1976 ;
 258 AL-DROUBI et al., 1980). L'évolution ultérieure peut être prédite en considérant le
 259 signe de l'alcalinité résiduelle, définie par :

$$[Alc]_{res.} = [Alc] - 2[\text{Ca}^{2+}]_t. \quad (1.17)$$

260 La règle est la même que ci-dessus :

261

$$\begin{cases} [Alc]_{res.} > 0, & \text{le pH augmente;} \\ [Alc]_{res.} = 0, & \text{le pH reste constant;} \\ [Alc]_{res.} < 0, & \text{le pH diminue.} \end{cases}$$

262 Le calcul peut être conduit de la façon suivante :

- 263 1. si l'indice de saturation par rapport à la calcite est négatif, le risque est nul ;
- 264 2. si l'indice de saturation par rapport à la calcite est positif, on calcule l'alcalinité
 265 résiduelle calcite et le risque est encore nul si le signe de celle-ci est négatif ;
- 266 3. si le signe de l'alcalinité résiduelle calcite est positif, un modèle géochimique

267 peut être utilisé pour simuler l'augmentation du pH et de l'alcalinité de l'eau
 268 lors de sa concentration par évaporation et évaluer le risque.

269 1.2.4 Le risque de salinisation des sols

270 Le risque de salinisation des sols peut être estimé à partir de l'indice de saturation
 271 par rapport au gypse, considéré comme seuil de risque de salinisation, même si les
 272 sols gypseux ne sont pas à proprement parler des sols salés. Les conséquences de la
 273 salinisation sont (CHEVERRY et BOURRIÉ, 1998) :

- 274 • la privation d'eau pour les plantes et une diminution de rendement ;
- 275 • l'accumulation excessive de sels (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) s'ac-
 276 compagne d'accumulation d'éléments de transition (B, Se, As) ou de métaux
 277 lourds (Cd, Hg...) entraînant des phénomènes de carence ou de toxicité dans
 278 la plante ;
- 279 • l'élévation du pH entre 9 -10 entraîne l'insolubilisation et la non disponibilité
 280 de nombreux éléments nutritifs pour la plante ;
- 281 • une acidification importante du pH entre 2 - 4 entraîne une toxicité par l'alu-
 282 minium et le fer des plantes et une stérilisation du sol ;
- 283 • la précipitation de sels plus solubles que le gypse, carbonates ou sulfates de
 284 sodium par exemple ; l'indice de saturation par rapport au gypse peut être pris
 285 comme seuil de risque, c'est-à-dire qu'une valeur significativement négative (<
 286 -0.3) indique que le risque de salinisation des sols est négligeable.

287 La conductivité de "l'extrait de pâte saturée" EC_{se} , donnée par l'analyse de sols
 288 permet de distinguer trois classes de sols (IUSS WORKING GROUP WRB, 2006) :

289

$$\left\{ \begin{array}{ll} EC_{se} < 4 \text{ dS m}^{-1}; & \text{la salinité est faible;} \\ 4 \text{ dS m}^{-1} < EC_{se} < 15 \text{ dS m}^{-1}; & \text{la salinité est moyenne;} \\ EC_{se} > 15 \text{ dS m}^{-1}; & \text{la salinité est forte.} \end{array} \right.$$

290 1.2.5 Le risque de dégradation de la structure des sols

291 Le risque de dégradation de la structure des sols est classiquement estimé à partir
 292 du SAR (Sodium Adsorption Ratio) et de la conductivité électrique normalisée à

293 25 °C ou de la force ionique. Ces deux paramètres jouent en sens inverse. En effet,
 294 à force ionique élevée, les argiles flocculent, alors qu'elles se dispersent si la force
 295 ionique est faible et le SAR élevé. Le SAR est défini par :

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}])/2}} \quad (1.18)$$

296 L'élévation du *SAR* signifie que le sodium domine dans la solution, et il a tendance
 297 à remplacer les cations bivalents Ca^{2+} et Mg^{2+} sur les sites d'échange des argiles.
 298 De ce fait, le pourcentage de sodium échangeable (Exchangeable Sodium Percen-
 299 tage, *ESP*) augmente. En présence d'argiles gonflantes, des valeurs de *ESP* élevées
 300 conduisent à la dégradation de la structure du sol du fait de la dispersion de ces ar-
 301 giles (CHEVERRY et BOURRIÉ, 1998). Ceci conduit à l'imperméabilisation du sol. Il
 302 est en effet alors nécessaire de restaurer une bonne structure du sol, par des échanges
 303 Ca^{+2} / Na^+ pour améliorer la perméabilité et pouvoir lessiver les sels.

304 Le *ESP* peut être obtenu directement à partir des analyses de sol. La sodicité
 305 des sols permet de distinguer trois classes (IUSS WORKING GROUP WRB, 2006) :

$$\left\{ \begin{array}{ll} ESP < 6\%; & \text{sodicité faible;} \\ 6 < ESP < 15\%; & \text{sodicité moyenne;} \\ ESP > 15\%; & \text{sodicité forte.} \end{array} \right.$$

307 Le potentiel dispersif des sols peut être estimé en combinant les informations
 308 sur la charge totale en cations (*TCC*) et le *SAR*. Les limites sont les suivantes
 309 (CHEVERRY et BOURRIÉ, 1998) :

$$\left\{ \begin{array}{ll} TCC > 1,21 \times SAR + 3,3; & \text{sols flocculés;} \\ 1,21 \times SAR + 3,3 > TCC > 0,16 \times SAR + 0,14 & \text{sols potentiellement dispersifs;} \\ TCC < 0,16 \times SAR + 0,14 & \text{sols dispersifs,} \end{array} \right.$$

311 où *TCC* est en $mmol L^{-1}$. La force ionique *I* peut être substituée à la charge to-
 312 tale en cations dans les inégalités ci-dessus. La force ionique étant exprimée en
 313 $mol L^{-1}$, il faut la multiplier par 1000 pour obtenir son équivalent en *TCC*. Ce-
 314 pendant, BOURRIÉ, 2014 a récemment recommandé de considérer simplement la
 315 concentration en calcium plutôt que le *SAR*, qui repose sur des bases aussi bien

316 fragiles sur le plan théorique que peu convaincantes sur le plan pratique.

317 **1.2.6 Le risque de salure de l'eau**

318 Le risque de salure de l'eau peut être estimé à partir de :

319

- 320 • la conductivité électrique de la solution, normalisée à 25 °C ;
- 321 • la force ionique de la solution, ce paramètre étant bien corrélé avec le précédent.

322 La force ionique d'une solution s'exprime en mole/kg d'eau (M). La force ionique
323 de l'eau pure est très faible, due simplement à l'auto-dissociation de l'eau, soit
324 environ 10×10^{-7} M. La force ionique est bien corrélée avec la conductivité électrique
325 de la solution (GRIFFIN et JURINAK, 1973) :

$$I = 0,0127EC - 0,0003, r^2 = 0,996, N = 131, \quad (1.19)$$

326 où la force ionique I est en mole/kg d'eau et la conductivité électrique EC en
327 mS cm^{-1} .

328 Des abaques empiriques permettent de relier la conductivité électrique et la perte
329 de rendement des cultures en fonction de leur tolérance à la salure (CHEVERRY et
330 BOURRIÉ, 1998). Les baisses de rendement sont négligeables ($\approx 1 - 2\%$) pour les
331 plantes modérément tolérantes ou tolérantes tant que la conductivité électrique à
332 25 °C ne dépasse pas 10 mS cm^{-1} (CHEVERRY et BOURRIÉ, 1998). L'activité de
333 l'eau est directement liée à l'effet osmotique et peut être calculée à partir de la
334 force ionique de l'eau suivant une loi valable jusqu'à des forces ioniques très élevées,
335 d'environ 4 M (BOURRIÉ et PEDRO, 1979).

336 **1.2.7 Le risque de non potabilité physico-chimique de l'eau**

337 La potabilité peut être appréciée par la comparaison entre la qualité de l'eau et
338 les normes nationales ou internationales (OMS). Les pesticides, les PCB, les hydro-
339 carbures et les pathogènes ne sont pas considérés dans notre travail. L'appellation
340 « eaux de table » est destinée à des eaux qui sont naturellement potables et qui sont
341 mises en bouteille sans traitement. Dans les autres cas, plus les eaux brutes sont de
342 mauvaise qualité, plus le coût de la potabilisation est élevé.

1.3 La modélisation des interactions eau / roches (Les modèles géochimiques actuels)

Le programme développé à Berkeley, PATHCALC (HELGESON, GARRELS et MACKENZIE, 1969; HELGESON et al., 1970), est à l'origine de beaucoup des programmes de calcul utilisés actuellement. EQUIL, puis EQUIL(T) développés à Strasbourg (FRITZ, 1975; FRITZ, 1981) incorporent l'équation plus générale de l'alcalinité (BOURRIÉ, 1976; BOURRIÉ, 1978) et généralisent les équilibres d'oxydation-réduction avec comme variable majeure l'activité de l'électron (SILLÉN, 1967). MINTEQ, PHREEQE, et PHREEQC sont des logiciels dérivés de PATHCALC. Cependant, chacun a subi une évolution différente en fonction du contexte pour lequel il était utilisé. EQUIL(T) a ainsi évolué pour des calculs à hautes températures avec application à l'hydrothermalisme (FRITZ, 1981) et au confinement de déchets radioactifs. MINTEQ a été plus spécifiquement développé pour intégrer les composés organiques. PHREEQC a été développé spécifiquement pour les systèmes carbonatés dans un premier temps, puis pour les sols, les réactions de surface et les réactions d'échanges d'ions, et enfin pour les transferts, la cinétique et le non-équilibre. Ce logiciel permet de simuler les réactions d'hydrolyse avec précipitation de nouveaux minéraux, des mélanges réactionnels et la concentration des eaux par évaporation, avec précipitation de nouveaux minéraux (pour plus de détails sur PHREEQC voir le chapitre 3).

1.4 L'intérêt de la simulation des processus et des données sur les eaux

Nous utiliserons une démarche de modélisation directe et une démarche de simulation. L'acquisition de données régionales sur la qualité des eaux de nappe et leur traitement par PHREEQC permettent d'identifier les faciès géochimiques des eaux et de tester l'agressivité des eaux infiltrées sur les minéraux des sols et sur les composés minéraux apportés par la fertilisation. La caractérisation minéralogique des sols et des fertilisants permet d'identifier les phases solides qui peuvent modifier la composition chimique des solutions du sol et fournir les éléments absorbés par les plantes. La connaissance de la $p\text{CO}_2$ du sol, une des valeurs les plus élevées de la $p\text{CO}_2$ équilibrante des nappes, permet d'obtenir la part des protons qui proviennent de la dissociation de CO_2 . Il est alors possible, en combinant cette information avec

375 le nombre de protons fournis par la dynamique de l'azote et par la pompe à pro-
376 tons racinaire, de contraindre le degré d'avancement des hydrolyses et de caler la
377 modélisation directe pour en dériver un modèle régional adapté aux conditions de
378 l'environnement atmosphérique et hydrogéologique d'une part, aux conditions des
379 systèmes de culture d'autre part (ASTUCE & TIC, 2011). Sur cette base, il est pos-
380 sible de simuler des scénarios d'évolution pour estimer l'impact de décisions sur la
381 qualité des sols et des eaux. Les variations se reflètent dans les valeurs des indicateurs
382 environnementaux, pour répondre aux besoins des décideurs.

Chapitre 2

La zone d'étude : la plaine de la Crau

2.1 Description du site d'étude : la plaine de la Crau

2.1.1 Géographie

La plaine de la Crau est un territoire d'une surface de 642 km² qui forme un triangle entre Arles à l'Ouest, Salon-de-Provence à l'Est et le golfe de Fos-sur-Mer au Sud (Figure 2.1). Elle est située dans le département des Bouches-du-Rhône (13) dans le sud-est de la France. Ses limites naturelles sont la chaîne des Alpilles au Nord, la mer Méditerranée au Sud, l'étang de Berre à l'Est et le Rhône à l'Ouest. La plaine de Crau est divisée en deux parties, la Crau humide (irriguée) et la Crau sèche (coussoul). Le terme de Crau « correspond à une dénomination biogéographique : il s'applique à un espace occupé par une steppe herbeuse sans arbre, le coussoul, qui s'est développée sur un sol caillouteux sous climat méditerranéen ; ce sol provient d'un dépôt de galets laissés par un cours d'eau et cimentés par les limons » (ALLAIN, 1998).

2.1.2 Climat

La plaine de la Crau est soumise à un climat typiquement méditerranéen, caractérisé par des étés chauds et secs, des hivers doux et quelques vagues de froid. L'ensoleillement est important avec une insolation moyenne de 2700 - 3000 heures par an. Le vent Mistral est fréquent et violent et souffle en moyenne 70 - 110 jours par an à une moyenne de 60 km/h. Il est particulièrement remarquable dans la zone

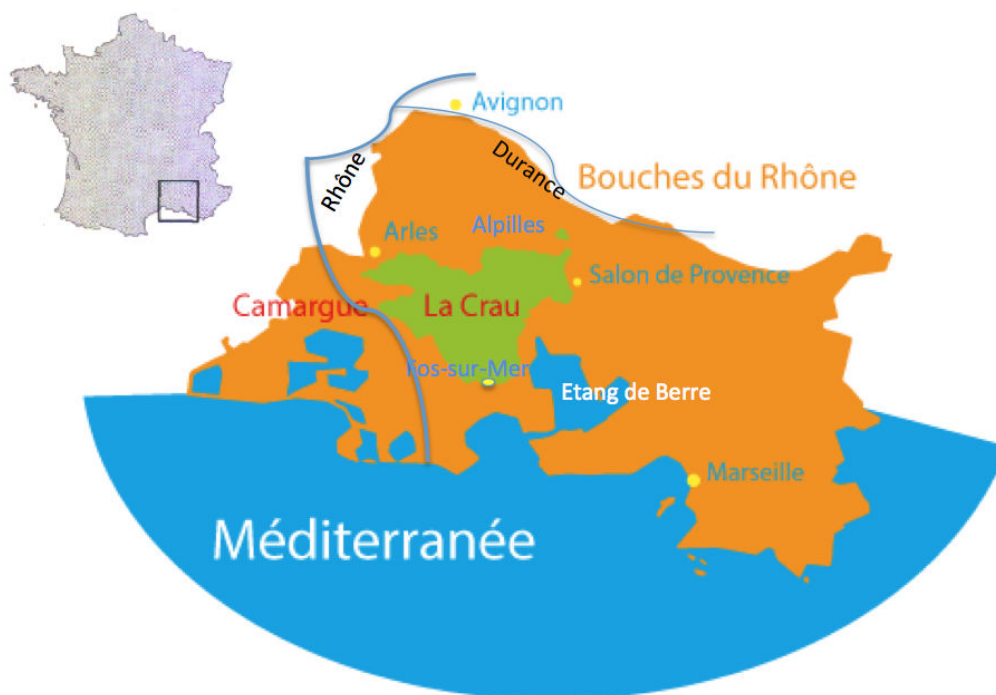


Figure 2.1 : La plaine de Crau

407 de coussoul du fait de l'absence des arbres. Les précipitations sont automnales avec
408 une variation locale importante par rapport à la quantité. Le nord de la plaine,
409 en piémont des Alpilles, tend à recevoir plus de précipitations que le centre et le
410 sud de ce territoire (WOLFF et al., 2010). La moyenne annuelle de la pluviométrie
411 est de 540-600 mm, avec un minimum de 350 mm et un maximum de 800 mm. La
412 moyenne annuelle de la température est comprise entre 15 et 16 °C. La plus chaude
413 partie de la Crau est le Coussoul à cause de l'effet des galets et la période la plus
414 chaude de l'année est pendant juillet et août avec des moyennes entre 24 et 25 °C.
415 Du fait de ces caractères climatiques, l'évapotranspiration potentielle est forte avec
416 une moyenne annuelle de l'ordre de 1200 mm et qui est au maximum de sa valeur
417 de février à septembre lorsque les précipitations sont rares (BESSONNET, 2002).

418 2.1.3 Géologie, pédologie et hydrologie

419 2.1.3.1 Géologie

420 La plaine de la Crau correspond à l'ancien cône de déjection de la Durance,
421 elle est formée par ses alluvions. Durant le Pléistocène (-2 millions d'années) des
422 paléo-chenaux de la Durance traversaient la Crau jusqu'à la mer, depuis le massif

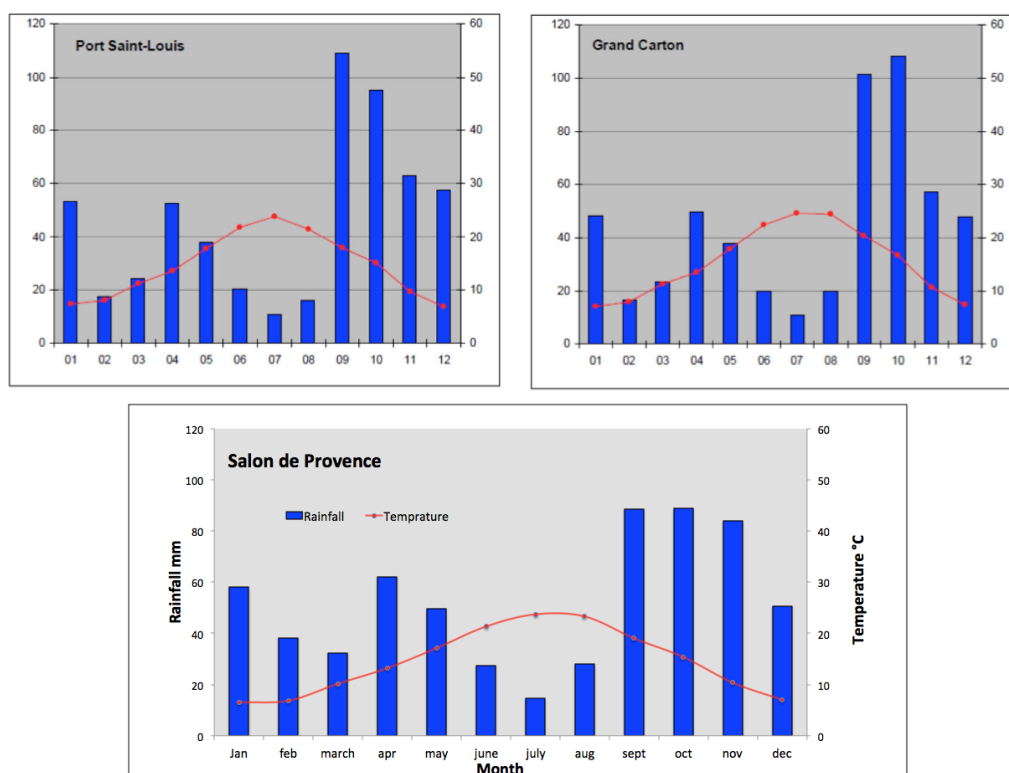


Figure 2.2 : Moyennes des distributions mensuelles des précipitations en mm et des températures en °C dans trois stations en Crau : à Saint-Martin, Port-Saint-Louis et Salon-de-Provence pendant la période de 1997 à 2006 (WOLFF et al., 2010) et à la station de Salon-de-Provence sur la période 1960-2013 (reconstituée d'après les données de MOHAMMED et al. (2016)).

423 des Alpes, en déposant des cailloutis glaciaires. Mais au début de l'Holocène (-20
 424 000 ans), le parcours du fleuve a été modifié et la Durance a été capturée par le
 425 Rhône à Avignon, du fait d'un mouvement tectonique qui a relevé le seuil de La-
 426 manon. L'aquifère formé par les alluvions de la Durance, n'est alors plus alimenté
 427 par celle-ci. Le substratum de cet aquifère est constitué, au Nord, par des argiles du
 428 Pliocène ou par des marnes bleues sableuses du Miocène et, au Sud, par des molasses
 429 calcaires et des marnes du Miocène (Figure 2.3).

430 Au cours des temps géologiques le fleuve Durance a changé de lit et de régime hydro-
 431 logique ; ce qui permet d'observer trois types de Crau qui sont, de la plus ancienne
 432 à la plus récente, la Crau d'Arles et de Saint-Pierre de Vence (La Vieille Crau), La
 433 Crau du Luquier et La Crau de Miramas (Figure 2.4 et 2.5). C'est la nature, la taille
 434 et l'abondance (de 40 à 70%) des galets en Crau qui caractérisent ces trois Craus.

435 La Crau de Miramas est une formation de cailloutis à galets siliceux dominants.
436 L'inventaire lithologique de la Crau de Miramas et de la Crau du Luquier sont simi-
437 laires. Sur l'ensemble de la Crau, les galets ont été ensuite cimentés par précipitation
438 d'une matrice carbonatée formant un poudingue appelé taparas. Puisque les eaux
439 de ruissellement provenant des Alpes sont chargées en carbonates, la cimentation
440 est assez importante en surface (COLOMB et ROUX, 1978). L'épaisseur de taparas
441 peut atteindre la dizaine de mètres en certains endroits (ANDRIEUX, 1981) et sa
442 profondeur d'apparition reste très variable.

443 2.1.3.2 Pédologie

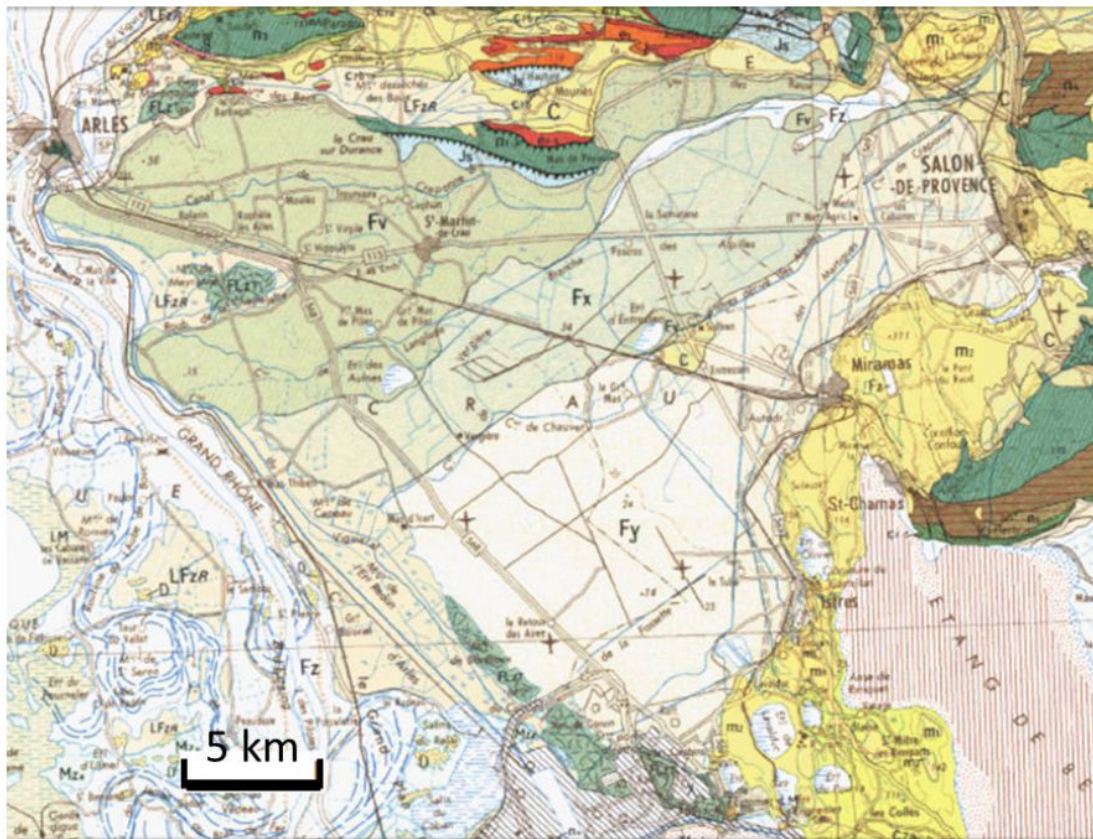
444 Après la capture de la Durance par le Rhône, le territoire de la Crau s'est retrou-
445 vé sans réseau hydrographique naturel. Entre 1557 et 1558, Adam de Craponne a
446 entrepris la construction d'un canal depuis la Durance jusqu'en Crau pour apporter
447 de l'eau dans ce territoire à l'allure désertique. De ce fait la Crau peut être divisée
448 en deux ensembles pédologiques distincts :

449

- 450 • *la Crau sèche*, localement appelée coussoul, qui se caractérise par des sols
451 non irrigués et impropres à l'agriculture, mais qui sont utilisés comme aire de
452 pâturage pour les ovins. Ces sols présentent une couche de galets très gros-
453 siers à la surface et leurs profils comportent deux horizons, reposant sur un
454 encroûtement calcaire très induré ;
- 455 • *la Crau humide*, qui correspond à la zone dont les sols sont modifiés par l'irriga-
456 tion depuis le 16^e siècle. La granulométrie de ces sols ainsi que ses propriétés
457 acido-basiques résultent du dépôt des limons par l'irrigation gravitaire. Ces
458 sols forment une strate alluvionnaire limoneuse, riche en minéraux et sont
459 cultivés principalement en prairies. L'épaisseur de ces sols est liée à l'irriga-
460 tion ; avant la construction du barrage de Serre-Ponçon en 1969, les apports
461 de limon étaient relativement importants et ils ont construit en 400 ans des
462 sols agricoles fertiles dont l'épaisseur est proportionnelle à la durée d'irrigation
463 (ASTUCE & TIC, 2011 ; OLIOSO et al., 2013a) (Figure 2.6).

464 Les sols naturels de la Crau sont fersiallitiques fortement caillouteux et quatre
465 types de sols peuvent être distingués en Crau (BOUTEYRE et DUCLOS, 1994) :

- 466 • les sols non calcaires et rouges fersiallitiques, acides (pH 6,5) ; ces sols sont
467 caillouteux (Crau du Luquier et Crau de Miramas) et la croissance des ligneux



C	Colluvions limoneuses sur cailloutis de Crau (Quaternaire)
Fy	Alluvions : galets siliceux prédominants ("Crau de Miramas")
LFzR	Quaternaire - Limons palustres et saumâtres
FLz	Quaternaire - Limons à tourbe
Fz	Quaternaire - Alluvions fluviales récentes : limons, sables
Fx	Quaternaire - Alluvions fluviales rissiennes : graviers, galets
Fv	Quaternaire - Alluvions fluviales anciennes (anté-Riss) : graviers, galets
m2	Tertiaire - Vindobonien : molasse, marnes sableuses
e1-3	Tertiaire - Eocène supérieur : calcaire, marnes, sables, poudingues, brèches
e5	Tertiaire - Lutétien : calcaire, marnes
n4	Secondaire : Faciès lithologiques particuliers - Faciès urgonien
n1-3 et n3	Secondaire - Néocomien et Hauterivien supérieur : Calcaires, calcaires marneux et marnes
Js	Secondaire - Jurassique supérieur : calcaires, dolomies massives

Figure 2.3 : Carte géologique du secteur au 1/250 000^e(source : BRGM, site Info-terre).

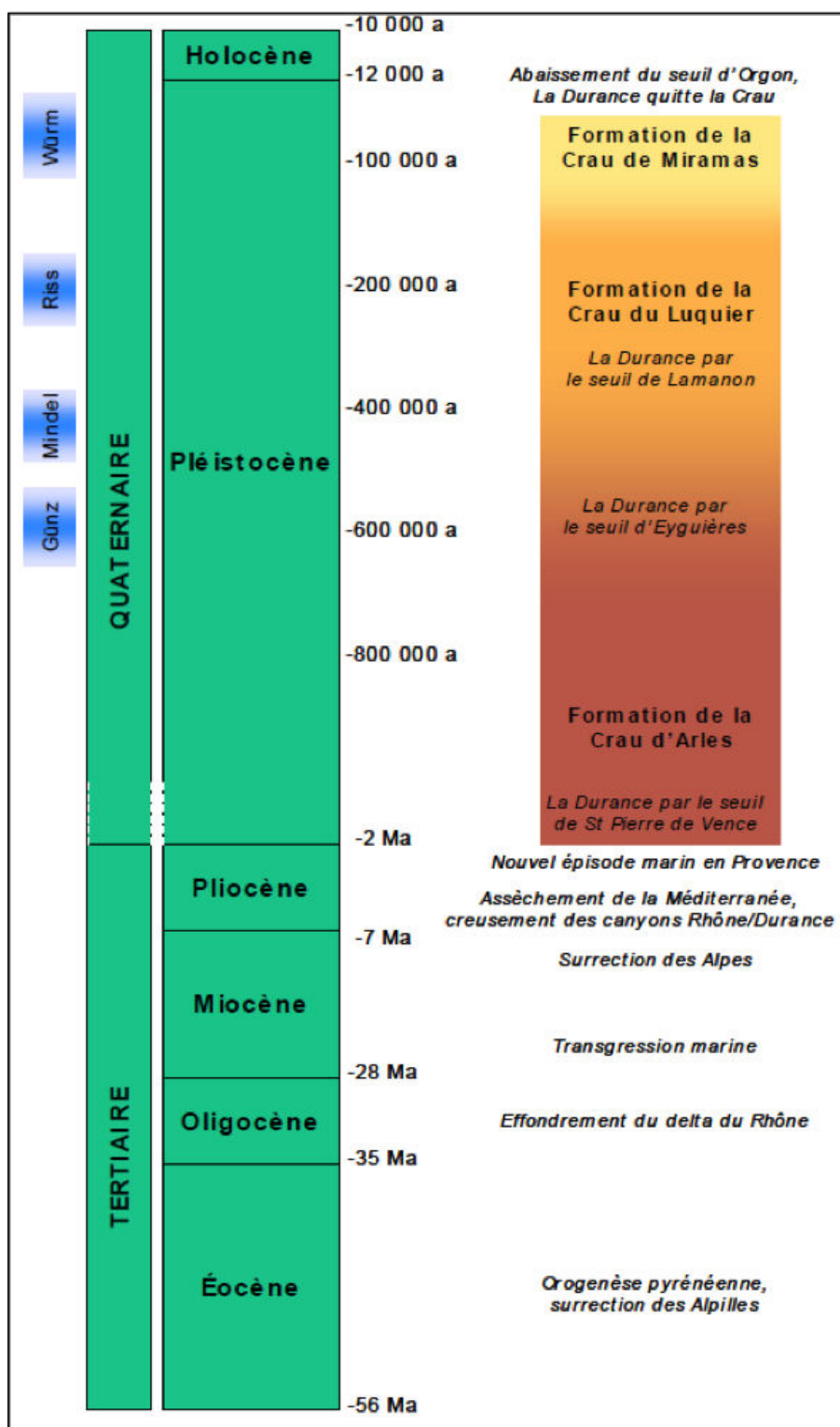


Figure 2.4 : Positionnement des étapes successives de la formation de la Crau par rapport à l'échelle temporelle géologique, d'après (WOLFF et al., 2010).

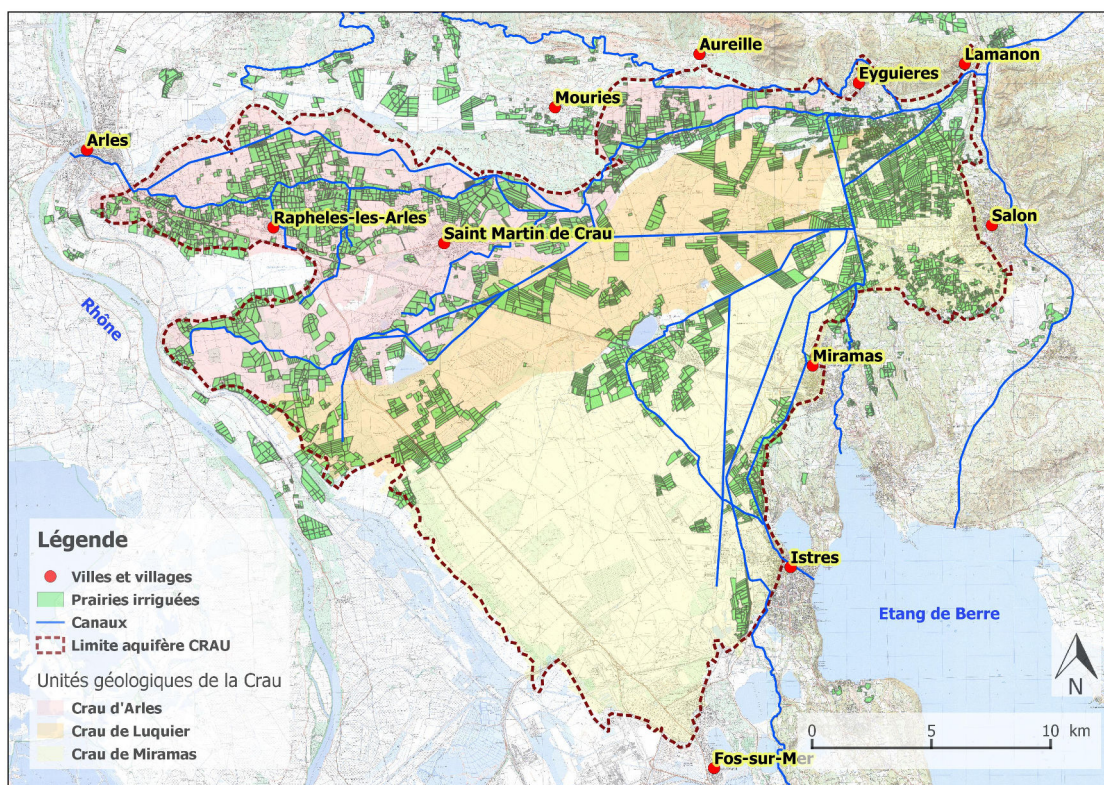


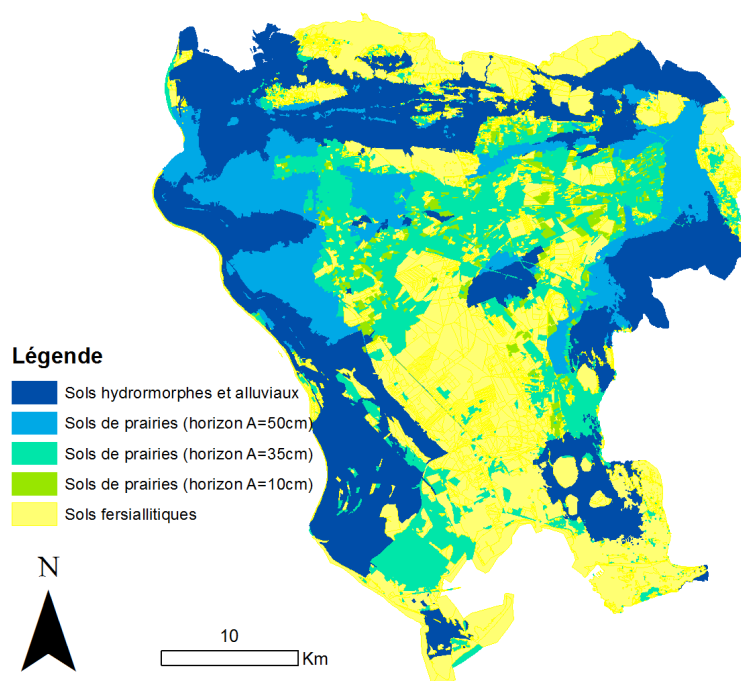
Figure 2.5 : Les trois types de Crau.

468 est limitée par le poudingue qui ne permet pas aux plantes d'accéder aux eaux
 469 de la nappe ;

470 • des sols peu caillouteux moyennement profonds grâce aux dépôts des limons
 471 provenant des eaux d'irrigation qui a formé une couche limoneuse supplémen-
 472 taire à la surface du sol, dont l'épaisseur varie de 0 à 50 cm (Crau d'Arles)
 473 (Figure 2.7) ;

474 • les sols calcaires qui sont limoneux à limono-sableux et très caillouteux d'épais-
 475 seurs variables entre 20 et 70 cm ; ils sont présents au Nord-Est sur une faible
 476 surface ainsi qu'à l'Ouest à côté de la bordure du Rhône ;

477 • les sols hydromorphes qui sont limono-argilo-sableux (0 à 80 cm) au-dessus des
 478 cailloutis et qui se trouvent au sud de Saint-Martin-de-Crau, dans des petites
 479 zones à l'ouest d'Eyguières et à l'ouest de l'étang d'Entressen.



Légende

- Sols hydromorphes et alluviaux
- Sols de prairies (horizon A=50cm)
- Sols de prairies (horizon A=35cm)
- Sols de prairies (horizon A=10cm)
- Sols fersiallitiques

N

10
Km

Mise en culture	Épaisseur /cm
Avant 1793	50
1793-1875	35
Après 1875	10

Figure 2.6 : Carte de l'épaisseur des sols en fonction de la mise en place de l'irrigation, d'après TROLARD et al., 2013a ; OLIOSO et al., 2013a.

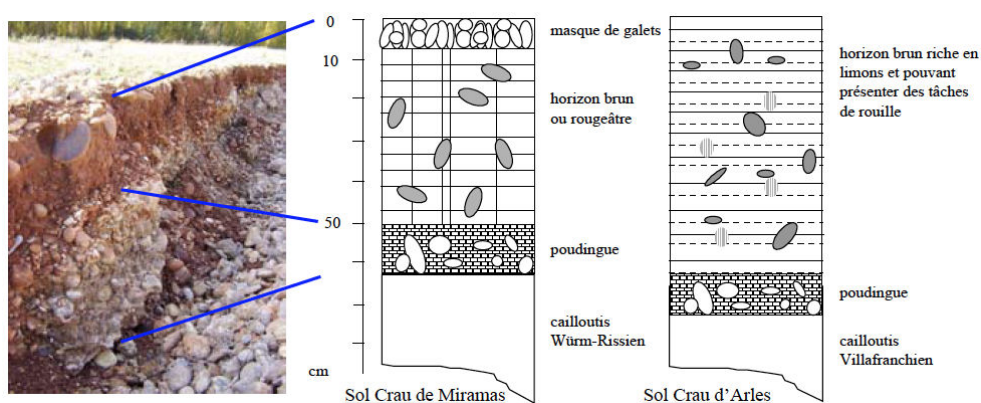


Figure 2.7 : Types des sols non calcaires, d'après WOLFF et al., 2010.

480 2.1.3.3 Hydrogéologie et hydrologie

481 L'achèvement de la formation de la Crau est attribué aux phénomènes complexe
482 de creusements de thalwegs et de remblaiement de ces vallées, des érosions incom-
483 plètes et un affaissement qui a conduit à étendre la plaine de Crau jusqu'au niveau
484 des plaines de la Camargue et des marais de la rive gauche (SYM CRAU, 2012).

485 L'aquifère de la Crau est donc constitué par des cailloutis grossiers et une matrice
486 argileuse déposés par l'ancien alluvionnement durancien. Il est libre sur la quasi-
487 totalité du territoire, mais captif sous la couche imperméable ; il est caractérisé par
488 de fortes perméabilités dans la Crau de Miramas et Salon-de-Provence et des per-
489 méabilités moyennes dans la Crau d'Arles.

490 L'aquifère de la Crau s'étend sur une superficie de 520 km² et s'étend suivant la
491 forme d'un cône, délimité à l'Ouest par le Rhône, au Nord par la chaîne des Alpilles,
492 au Sud-Est par l'Etang de Berre et au Sud par la mer Méditerranée (Figure 2.8).
493 Cet aquifère contient en moyenne 550 millions de m³ d'eau et il est la principale
494 ressource en eau pour cette région. Il assure l'alimentation en eau potable de 94,5%
495 des habitants sur plusieurs communes, soit environ 300 000 habitants, et fournit
496 l'eau aux industries (*e.g.* pétrochimie et sidérurgie lourde, notamment) et à l'agri-
497 culture par pompage direct dans la nappe (*e.g.* arboriculture et maraîchage). Les
498 prélèvements moyens dans la nappe de Crau sont de l'ordre de 92 millions de m³
499 par an.

500 Dans la nappe, l'eau circule du Nord-Est vers le Sud-Ouest selon des écoulements
501 préférentiels dans les paléo-chenaux de la Durance (ANDRIEUX, 1981). La profon-
502 deur du niveau de la nappe, par rapport à la surface du sol, varie entre 25 m dans
503 le secteur amont, et 0,3 m dans le secteur aval, avec un battement annuel de 1 à 4
504 m. La nappe se recharge par les apports météoriques, par des apports souterrains
505 de type kharstique et surtout par la recharge anthropique, à plus de 70% (OLIOSO
506 et al., 2013b), via l'irrigation gravitaire avec les eaux détournées de la Durance, à
507 raison de 23 m³ par hectare de prairies irriguées par an. Le maintien du niveau de
508 la nappe à son niveau actuel, en particulier grâce à l'irrigation gravitaire contrôle le
509 biseau salé au sud du territoire depuis la mer Méditerranée et entretient les zones
510 humides d'intérêt patrimonial (*e.g.* marais du Vigueirat) (TROLARD et al., 2013a).

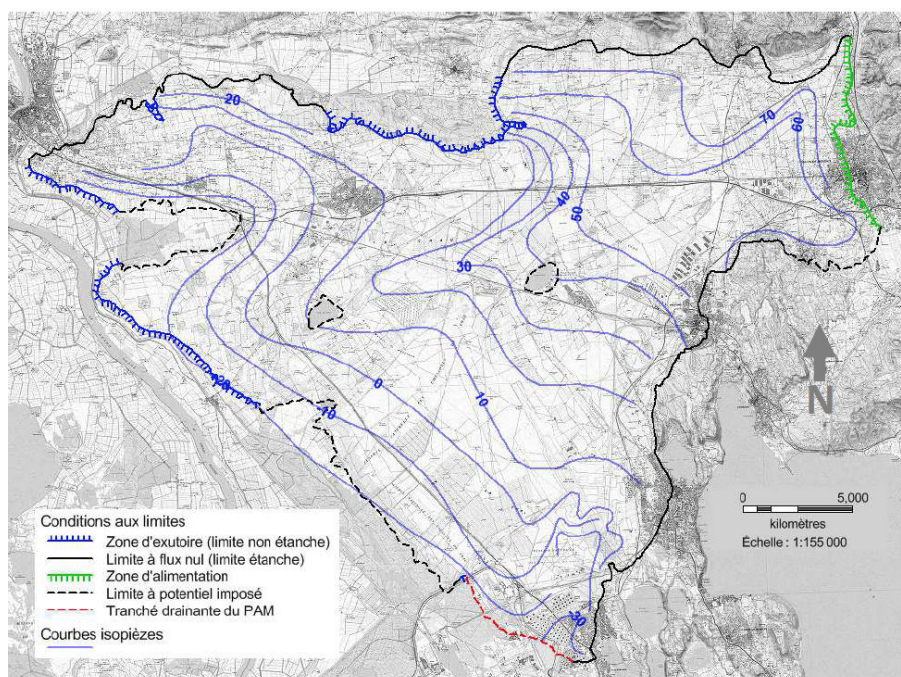


Figure 2.8 : Carte hydrogéologique de la Crau, d'après SYMCRAU, 2012.

512 2.1.4 Occupation des sols de la Crau

513 La Crau se divise en deux types, la Crau humide qui est irriguée et la Crau sèche,
 514 une zone steppique non irriguée. Le système d'irrigation gravitaire en Crau a été ini-
 515 tié par Adam de Craponne au milieu du 16^e siècle et a construit un système agricole
 516 durable en formant des sols qui assurent des productions agricoles de haute perfor-
 517 mance. Plusieurs cultures sont pratiqués en plaine de Crau (Figure 2.9), cependant
 518 deux activités sont dominantes, l'élevage d'ovins dont les principales races sont le
 519 mérinos d'Arles (IPG) et l'agneau de Sisteron (IPG), de bovins et les prairies irri-
 520 guées permanentes. D'autres activités agricoles sont présentes sur la Crau, comme
 521 le maraîchage, l'arboriculture et l'oléiculture, qui occupent une surface d'environ 5
 522 500 ha. Les prairies irriguées occupent une surface de 12500 ha.

523 Le coussoul est une steppe aride et un écosystème unique en Europe utilisé
 524 comme terre de parcours pour l'élevage depuis des siècles et occupe une surface de
 525 9 200 ha. Cette steppe est protégée par la Directive Européenne sur les Habitats
 526 (Natura 2000). D'autre occupations du sol sont présentes sur la territoire de la
 527 Crau comme l'urbanisation avec une population de 290 000 habitants, des activités
 528 industrielles d'une surface de 10 000 ha et des activités militaires qui occupent 2 100
 529 ha.

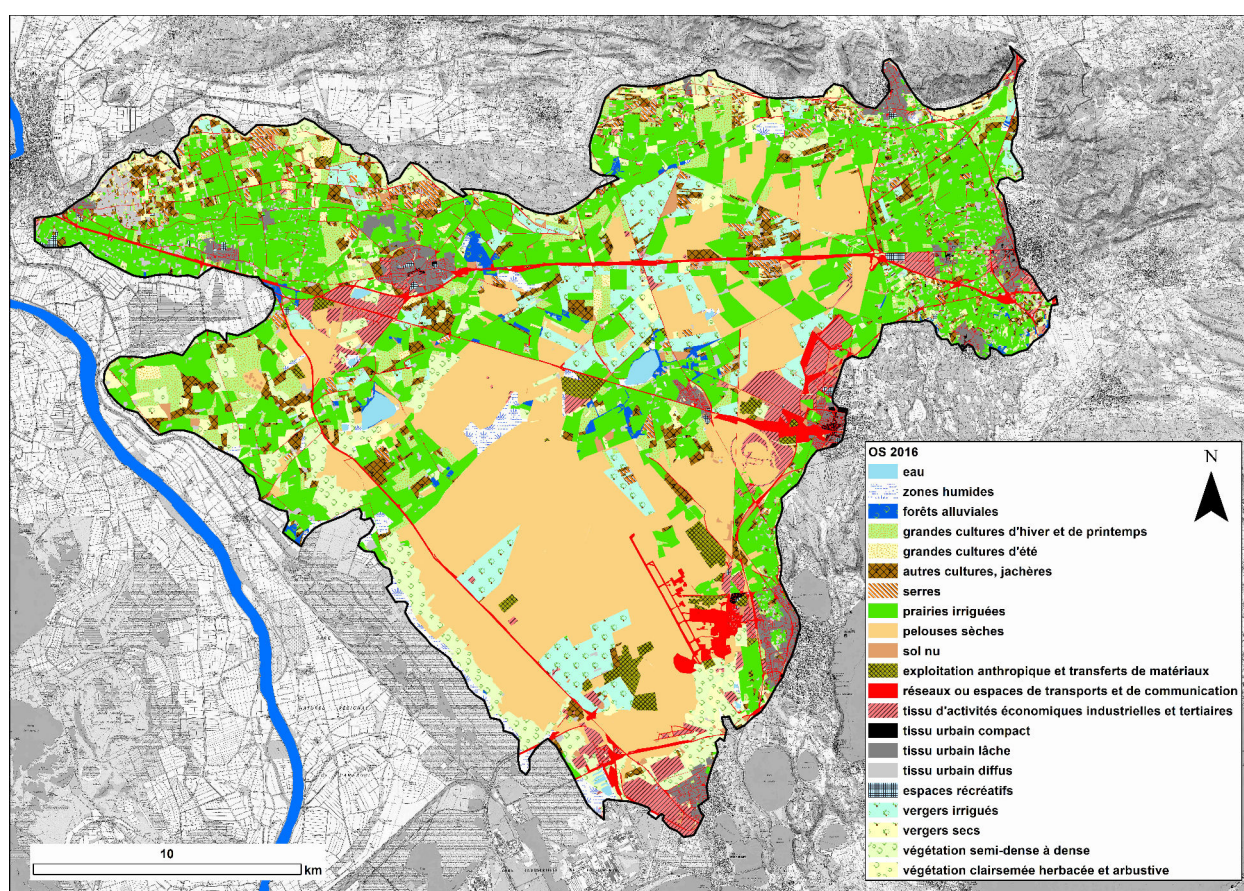


Figure 2.9 : Carte d'occupation des sols établie pour l'année 2016, d'après SymCrau 2016.

530 2.1.5 Le foin de Crau (AOP)

531 Le foin de Crau est la culture dominante sur le territoire et est possible grâce à
532 la présence de canaux d'irrigation depuis le 16^e siècle. Elle est contrôlée par le cahier
533 des charges de l'appellation d'origine protégée (AOP). C'est le seul foin possédant
534 une telle appellation et il est exporté dans le monde entier, en raison de sa compo-
535 sition floristique qui évolue au cours de l'année et lui donne une très grande valeur
536 nutritionnelle. Le foin est produit dans des prairies permanentes qui ne demandent
537 pas beaucoup d'entretien. Les interventions pour la production sont : le nivellement
538 et l'implantation de la prairie (tous les 10 ans), la fertilisation et l'irrigation par sub-
539 mersion avec des tours d'eau tous les 10 jours de mars à septembre. Les itinéraires
540 techniques, la fertilisation, l'irrigation, la récolte et le stockage sont encadrés par le
541 décret de l'AOP. Le foin de Crau est exploité en trois coupes par année, par fau-
542 chage et exportation hors de la parcelle. La 4^e pousse se caractérise par une valeur
543 nutritive moindre que celles du printemps et de l'été, ce qui s'explique par l'augmen-
544 tation de la proportion de plantes sénescentes. Elle est exploitée directement par le
545 pâturage par les troupeaux d'ovins, au retour des estives, à l'automne et en hiver
546 (COMITÉ DU FOIN DE CRAU, 2014). Les dates des trois coupes sont définies par
547 un même stade phénologique des plantes. La première coupe est effectuée au mois
548 de mai (rendement de 4 - 4,5 t/ha), la deuxième au début du mois de juillet (3-3,5
549 t/ha) et la troisième fin août (1 - 1,5 t/ha) (COMITÉ DU FOIN DE CRAU, 2014 ;
550 MÉROT, 2007). La flore des prairies est globalement composée d'une trentaine d'es-
551 pèces de végétaux (Annexe B), dont la répartition et les proportions varient au cours
552 de l'année, selon la coupe (Figure 2.10). Une fertilisation essentiellement phospho-
553 potassique est pratiquée. L'azote minéral est limité à 60 kg N minéral/ha/an et le
554 seul apport autorisé est la fumure d'ovins, les éléments P et K sont apportés sous
555 forme d'engrais minéraux régulièrement chaque année. Les quantités à l'hectare sont
556 de l'ordre de : 600-800 kg pour les superphosphates et 250-300 kg de chlorure de po-
557 tassium ; un apport d'azote de l'ordre de 150 kg de sulfate d'ammonium par hectare
558 est conseillé dans les années déficitaires en apport de fumier (HUGUES, DENOY et
559 FERRET, 1952).

560 2.1.6 Le système d'irrigation gravitaire

561 Ces prairies sont irriguées de manière gravitaire à partir des canaux de mars à
562 septembre avec une lame d'eau de 120 mm en quelques heures pour chaque tour
563 d'eau. Les tours d'eau sont organisés par un calendrier d'irrigation. Cette irrigation

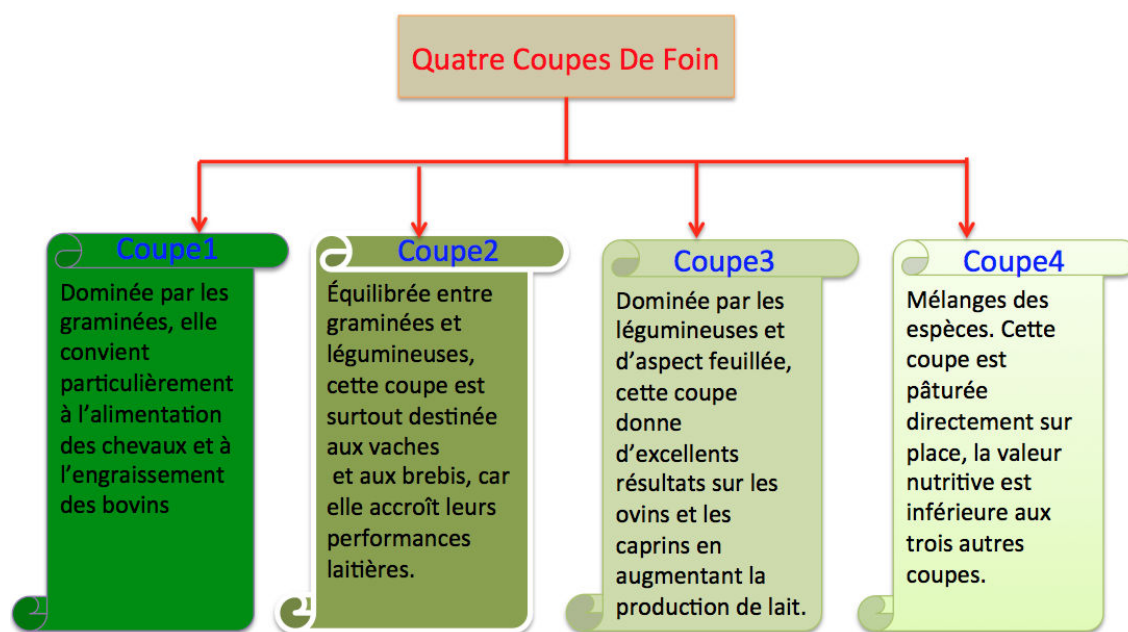


Figure 2.10 : Caractéristiques du foin de Crau en fonction de la coupe, d'après COMITÉ DU FOIN DE CRAU, 2014.

564 gravitaire contribue à alimenter la nappe (70% du renouvellement de l'eau sou-
 565 terrain d'après OLIOSO et al., 2013b), seule source alimentant les habitants de la
 566 Crau en eau. Néanmoins, l'arrosage de certaines parcelles par forage agricole dépend
 567 directement de l'eau de l'aquifère de la Crau.

568 La gestion de la ressource en eau, des canaux d'irrigation et des tours d'eau en
 569 Crau, est effectuée par des associations syndicales d'arrosants (les ASA). Comme
 570 dit précédemment, ces canaux sont alimentés par l'eau de la Durance depuis le 16^e
 571 siècle et le réseau de canaux s'est largement étendu jusqu'à la fin du 19^e siècle. Au-
 572 jourd'hui, ce réseau est constitué de plusieurs centaines de kilomètres sur plus des
 573 2/3 de la surface de la Crau en transformant une partie des coussouls en terres
 574 arables. « Le réseau d'irrigation apporte les eaux de la Durance à partir d'une prise
 575 d'eau principale dans le canal usinier d'EDF, à Lamanon, qui alimente le canal com-
 576 mun Boisgeline-Craponne. En aval d'Eyguières, il se divise en deux branches, l'une
 577 partant vers Arles à l'Ouest, l'autre vers Istres au Sud. Le réseau d'irrigation est
 578 constitué d'environ 400 km de canaux principaux et secondaires, et de 1600 km de
 579 filiales » (WOLFF et al., 2010). L'eau apportée par irrigation gravitaire, soit plus
 580 de 20 000 m³/ha/an, 65% en volume, s'infiltré et recharge la nappe (BALLIHAUT,
 581 2009). Cette irrigation a contribué à l'épaississement des sols des prairies par apport
 582 de limons, la couche arable a été progressivement enrichie en fractions fines, et un

583 horizon irrigrique a été formé, sur lequel poussent les prairies. L'entrée de limons
584 a été estimée à environ $1,5 \text{ kg/m}^3$ d'eau par période d'irrigation d'avril à septembre
585 (HUGUES, DENOY et FERRET, 1952). Cette entrée a diminué après la mise en service
586 du barrage de Serre-Ponçon en 1960. Le barrage de Serre-Ponçon contient notam-
587 ment une réserve d'eau agricole de plus de 200 millions de mètres cubes allouée par
588 an aux cultures.

589 L'irrigation gravitaire fonctionne de la façon suivante :

- 590 • le canal d'aménée, situé en amont de la parcelle, est mis en eau par l'aiguillier
591 (l'eygadier) ;
- 592 • l'eau déborde du canal et progresse lentement sur la parcelle ;
- 593 • une partie de l'eau s'infiltré, une autre s'évapore et la dernière ruisselle grâce
594 à la pente ;
- 595 • la lame d'eau ruisselée arrive en aval de la parcelle, elle rejoint un canal de
596 colature qui assure le drainage de l'eau excédentaire qui peut être utilisée pour
597 l'irrigation d'une autre parcelle plus en aval.

598 Cette irrigation est faite une fois tous les 10 jours et chaque irrigation dure entre
599 8 et 10 heures selon la taille des parcelles. Des travaux d'entretien des canaux an-
600 nuels, de restauration et de modernisation sont gérés et financés par les Associations
601 syndicales autorisées (ASA), les collectivités territoriales et des propriétaires privés.

602 2.1.7 Les pressions sur le territoire de la Crau

603 La Crau est touchée comme la plupart des autres territoires du monde par les
604 effets des changements globaux, *i.e.* climatique et urbanisation. Ces changements
605 conduisent à des évolutions des pratiques agricoles, des pratiques d'irrigation et des
606 usages des sols *i.e.* agricole / urbain.

607 2.1.7.1 Le changement climatique

608 D'après plusieurs études concernant l'analyse des données climatiques à l'aide des
609 modèles climatiques régionalisés sur la plaine de la Crau, la moyenne annuelle de la
610 température a augmenté depuis 1975 de l'ordre de $0,6 \text{ °C}$ tous les 10 ans (WOLFF
611 et al., 2010 ; OLIOSO et al., 2013b) ; et l'on estime que l'augmentation sera de l'ordre
612 de $0,4 \text{ °C}$ tous les 10 ans pour les scénarios du futur (SOLOMON et al., 2007) . La
613 moyenne annuelle des précipitations est globalement stable, mais leur répartition

614 saisonnière est modifiée avec le temps. Les pluies d'automne augmentent de 35% à
615 40-45% depuis 1985. Cette pluviométrie tendrait à diminuer d'après les scénarios
616 du futur de l'ordre de 4 mm par décennie (ALKASSEM, 2016). L'évapotranspiration
617 augmente de 17 mm par décennie et devrait augmenter de 20 mm/10 ans d'ici 2030.
618 Du fait de ces changements climatiques, la disponibilité de l'eau pour l'irrigation
619 est influencée et le déficit hydrique va augmenter d'environ 20 mm par décennie, ce
620 qui menace le système écologique, agricole et économique de la Crau (MÉROT et al.,
621 2008 ; MÉROT et al., 2011 ; DUTOIT et al., 2011 ; HENRY, TALON et DUTOIT, 2010).

622 2.1.7.2 L'urbanisation

623 La vulnérabilité des territoires liée à l'urbanisation sur la plaine de la Crau est
624 remarquable. Cette tendance s'est fortement accélérée depuis les années 1960-70 avec
625 la création de la Zone Industriale-Portuaire de Fos-sur-Mer (ZIP). Des analyses des
626 changements d'occupation du sol entre 1997 et 2009 ont été réalisées et ont permis
627 de constater qu'environ 1800 ha de prairies irriguées et d'espaces naturels ont été ur-
628 banisés (TROLARD et al., 2013b). Cette urbanisation a conduit à l'augmentation de
629 la dégradation et à l'imperméabilisation des sols en modifiant leurs caractéristiques
630 physico-chimiques et biologiques et en modifiant donc le fonctionnement hydrolo-
631 gique global de ce territoire. En outre, la réduction des surfaces des prairies irriguées
632 a réduit la recharge de la nappe qui dépend pour environ 75% de l'eau d'irrigation
633 gravitaire. Les baisses du niveau piézométrique peuvent se propager jusqu'à l'aval de
634 la nappe en contact avec le milieu marin, ce qui peut créer une remontée du biseau
635 salé et un risque accru de salinisation de l'aquifère.

636 Le risque de changement d'occupation des sols en Crau menace les services éco-
637 systémiques qui sont fournis par l'agriculture, *e.g.* la préservation des sols, la pro-
638 duction de biomasse, le renouvellement de la nappe et la préservation des zones
639 humides. Des scénarios simulés jusqu'en 2030 montrent que l'urbanisation conti-
640 nue de progresser et que les futures surfaces qui seront consommées sont comprises
641 entre 4400 et 7800 ha, selon les scénarios. La vulnérabilité du territoire va augmen-
642 ter en raison de la dégradation des ressources sol et eau, induite par l'urbanisation
643 (TROLARD et al., 2016).

645 2.1.7.3 Évolution des pratiques d'irrigation

646 L'apparition de la Crau humide est liée au système d'irrigation qui a enrichi les
647 sols par des apports de limons et au maintien de la recharge de l'aquifère. Certes la
648 construction du barrage de Serre-Ponçon (1960) a amélioré la régularité des débits de
649 la Durance, mais elle a entraîné une réduction des apports limoneux ; passant de 10 à
650 3-4 mm/an, dans les zones irriguées (ANDRIEUX, 1981 ; BESSONNET, 2002 ; MARTIN,
651 2008). La modernisation des irrigations gravitaires pour améliorer leur efficacité
652 réduit la recharge de la nappe et le développement agricole. La construction accrue
653 de serres et des vergers s'accompagne d'une augmentation du nombre de forages
654 pour assurer l'alimentation en eau par pompage depuis la nappe pour l'irrigation.
655 Les deux effets précédents conduisent à une évolution hydrique de la nappe de la
656 Crau.

657 2.2 Les composantes du système étudié

658 L'agro-hydrosystème, développé en Crau depuis le 16^e siècle, fournit des produc-
659 tions à forte valeur ajoutée et qui sont : le foin de Crau (AOP), l'agneau de Sisteron
660 (IGP) et le mérinos d'Arles (IGP). Toute modification du système peut, à terme,
661 compromettre sa durabilité. Il est aujourd'hui menacé à la fois par l'urbanisation
662 des terres agricoles et par la diminution de la ressource en eau pour l'irrigation face
663 à d'autres usages non agricoles (*e.g.* eau potable, eau pour les industries).
664 En Crau, la dynamique du système « eaux de surface – prairie – sol – eau de nappe »
665 résulte d'interactions entre plusieurs compartiments différents (Figure 2.11). Les
666 compartiments à considérer sont :

- 667 • l'atmosphère,
- 668 • les plantes qui poussent dans la prairie ;
- 669 • le sol dont on distinguera l'horizon de surface colonisé par les racines, et conte-
670 nant la rhizosphère et
- 671 • les formations superficielles formant la zone non saturée du sous-sol et l'aqui-
672 fère.

673 Dans ce système, l'eau susceptible de réagir dans et aux interfaces de ces compar-
674 timents est constituée par la pluie et l'eau d'irrigation apportée par canaux depuis

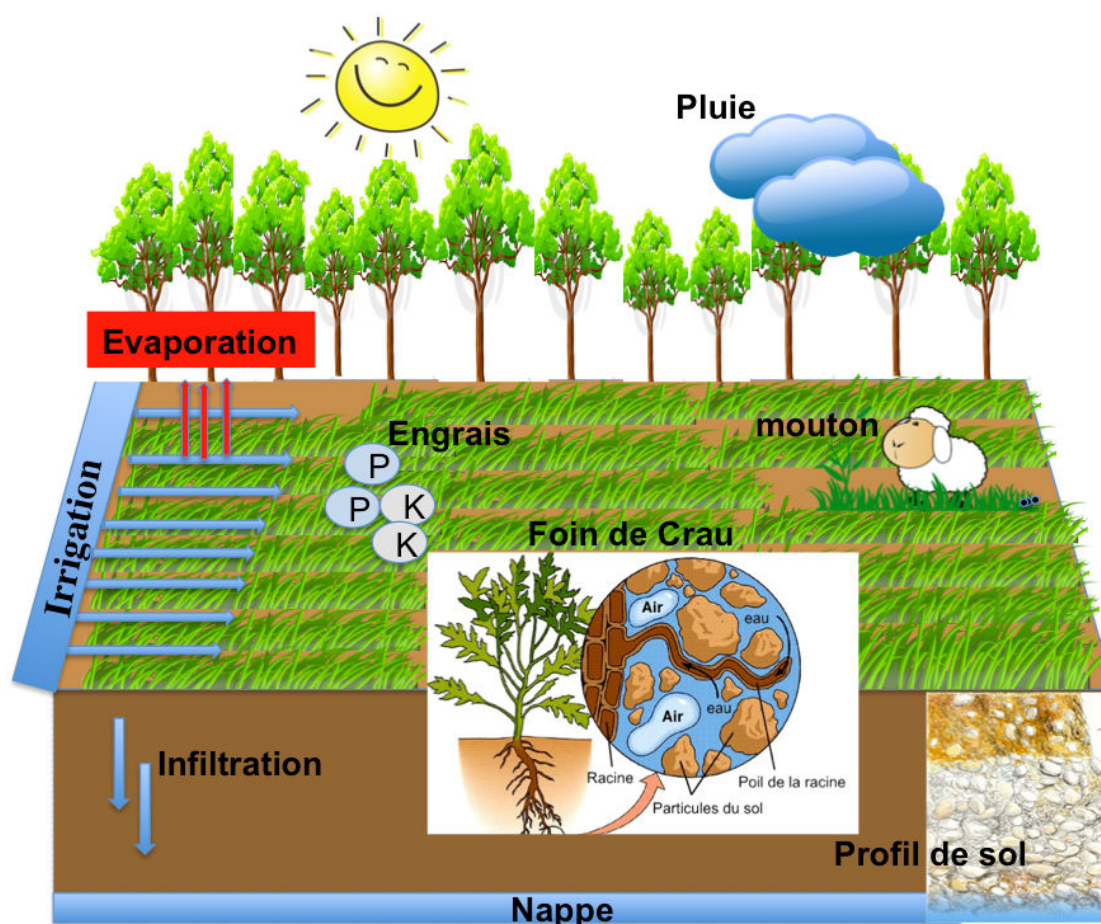


Figure 2.11 : Compartiments réactionnels dans le système « eaux de surface – prairie – sol – eau de nappe ».

675 la Durance, le territoire ne possédant pas de réseau hydrographique naturel. L'ac-
 676 quisition de la composition chimique de l'eau de la nappe va ainsi dépendre :

- 677
- 678 • des volumes de précipitation ;
 - 679 • des quantités d'eau d'irrigation et de sa composition chimique ;
 - 680 • de la température et de l'évaporation qui peut concentrer les eaux ;
 - 681 • de la pression partielle du CO_2 dans le sol ;
 - 682 • de la nature des engrais apportés à chaque coupe et des déjections des ovins pendant le pâturage hivernal ;
 - 683 • de la quantité des éléments chimiques prélevés par les plantes et de l'effet de
 - 684 la pompe à protons racinaire ;

- 685 • des quantités d'eau drainées jusqu'à la nappe et
- 686 • de la minéralogie des sols et formations superficielles jusqu'à l'équilibration avec
- 687 l'eau de la nappe.

688 Ainsi, dans le modèle biogéochimique de ce système nous tiendrons compte des
689 processus suivants liés aux :

- 690 • *entrées et sorties d'eau* : précipitation, ruissellement, infiltration, drainage, état
- 691 initial du sol ;
- 692 • *cycles biogéochimiques* : absorption d'éléments minéraux par les plantes, alté-
- 693 ration des minéraux, dissolution, précipitation, échanges d'ions ;
- 694 • *interventions humaines* : apports d'eau d'irrigation et de fertilisants, choix
- 695 des productions agricoles, techniques culturales ;
- 696 • *effets du climat local* : concentration par évaporation, dilution par les précipi-
- 697 tations.

698 Pour caler et valider ce modèle et les fonctions de perturbation que nous avons
699 prédéfinies, il est nécessaire de renseigner l'ensemble des compartiments réactionnels
700 définis ci-dessus. Il est ainsi nécessaire de disposer ou d'acquérir des données sur :

- 701 1. le climat (température, précipitation) ;
- 702 2. la composition chimique des eaux d'irrigation et des eaux souterraines de la
- 703 nappe ;
- 704 3. la minéralogie des sols ;
- 705 4. la nature des engrais apportés sur les sols des prairies ;
- 706 5. les quantités d'éléments chimiques prélevées et exportées lors des différentes
- 707 coupes de foin et
- 708 6. l'effet du pâturage hivernal par les ovins des prairies.

709

710 Les sources de données sont diverses et résultent soit de campagnes d'échantillon-
711 nage sur le terrain (eau d'irrigation, composition floristique du foin, minéralogie des
712 engrais), soit de la collecte de chroniques historiques (analyses chimiques du foin,
713 eaux souterraines, climat) ou de modèles de simulation (modèle de culture appliqué
714 à la production du foin). Dans le chapitre suivant nous allons exposer toutes les
715 méthodologies suivies pour réaliser ce travail.

716 Chapitre 3

717 Modèles, Matériels et Méthodes

718 3.1 Modèles

719 Les observations sur le terrain et en laboratoire sont introduites dans des mo-
720 dèles décrivant les compartiments du système d'intérêt. Les modèles utilisés sont :
721 un modèle de croissance des cultures, un modèle géochimique et un modèle de repré-
722 sentation spatiale. La construction du modèle opérationnel de notre problématique
723 repose ainsi sur l'interfaçage entre les modèles de culture et géochimique.

724 3.1.1 Le modèle de culture

725 D'après notre problématique de thèse, nous avons besoin d'un modèle de culture
726 adapté aux prairies irriguées. Les modèles de culture sont nombreux qui s'appliquent
727 à plusieurs espèces comme DAISY (HANSEN et al., 1990), SOILN (ECKERSTEN et
728 JANSSON, 1991), EPIC (WILLIAMS, JONES et DYKE, 1984), WOFOST (DIEPEN
729 et al., 1989), STICS (BRISSON et al., 1998).

730 Dans le choix des modèles les critères de sélection doivent porter sur la nature des
731 processus pris en compte, la facilité d'accès aux paramètres et leur précision. Ce
732 dernier point n'est pas un critère facile à évaluer du fait qu'il n'y a pas de mo-
733 dèle qui s'impose comme une référence reconnue par tous. Il est donc important
734 de privilégier un modèle qui a déjà fait l'objet d'une évaluation sur les cultures et
735 le contexte pédoclimatique du territoire étudié. Dans notre cas d'étude, nous avons
736 besoin de représenter l'évapotranspiration de la culture considérée, la quantité d'eau
737 qui draine vers les horizons profonds des sols et la quantité de biomasse produite.
738 Ces exigences nous amènent à privilégier le modèle de cultures, STICS qui permet
739 de représenter la dynamique de la végétation en fonction des usages et pratiques.
740 L'intérêt de ce modèle est sa large diffusion en France et la variété des systèmes
741 de culture déjà paramétrés (BRISSON et LEVRAULT, 2010). Il bénéficie ainsi d'un

742 grand nombre d'évaluations dans le contexte agricole français.

743

744 STICS est développé depuis 1996, à l'unité de bioclimatologie de l'INRA d'Avi-
745 gnon, avec l'appui de l'unité d'Agronomie de l'INRA à Laon. STICS (BRISSEON et
746 al., 1998) est un modèle de fonctionnement des cultures à pas de temps journalier.
747 Ses variables d'entrées sont relatives au climat, au sol et aux systèmes de culture
748 (espèces et itinéraire technique). Ses variables de sortie sont relatives à la produc-
749 tion (quantité et qualité), à l'environnement (bilan d'eau et d'azote) et à l'évolution
750 des caractéristiques du sol sous l'effet de la culture. L'objet simulé est la situation
751 culturale pour laquelle on peut définir de façon déterministe un milieu physique et
752 un itinéraire technique homogènes. Les grands processus simulés sont la croissance
753 et le développement de la culture ainsi que les bilans hydrique et azoté. STICS est
754 aussi un logiciel qui assure plusieurs fonctions : gestion des entrées et des sorties du
755 modèle, comparaison avec des données observées et calculs statistiques, optimisation
756 des paramètres du modèle, forçage de certaines variables d'état du modèle, enchaî-
757 nement des simulations pour des études fréquentielles ou pour simuler des rotations
758 culturales.

759 3.1.1.1 Détermination de la production agricole et de la recharge de la 760 nappe avec le modèle de culture STICS

761 STICS a été adapté pour les prairies par RUGET, DURU et GASTAL, 1999 et testé
762 avec succès pour différents types des prairies par RUGET, NOVAK et GRANGER,
763 2006.

764 Ses paramètres d'entrées (Figure 3.1) sont constitués de :

765

- 766 • données climatiques mesurées au pas de temps journalier (température min-
767 max-moyenne, rayonnement solaire, vitesse du vent, précipitation) ;
- 768 • des paramètres liés au génotype de la plante cultivée (paramètres variétaux) ;
- 769 • des paramètres qui définissent les itinéraires techniques : semis, irrigation, fer-
770 tilisation, techniques particulières ;
- 771 • des paramètres qui caractérisent les propriétés du sol, les processus de minéra-
772 lisation et la disponibilité en eau du sol : texture, densité, propriétés physique
773 et chimique, la réserve utile etc.

- 774 • des paramètres qui définissent les conditions initiales : teneur en eau du sol
775 initial et stock azoté présent initialement dans le sol.

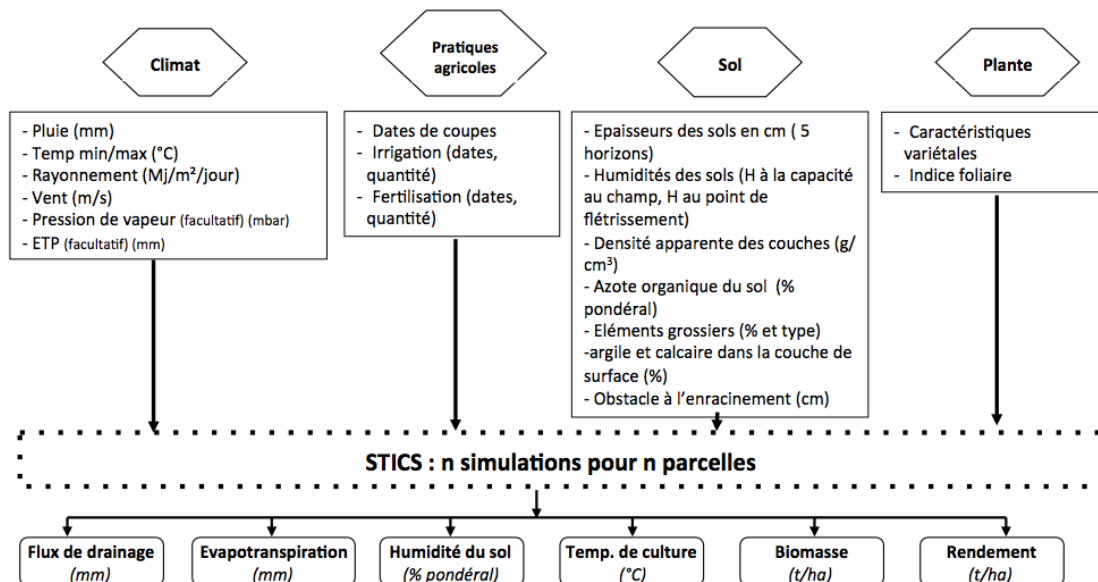


Figure 3.1 : Données d'entrée et de sortie du modèle STICS.

776 Les principales variables de sortie du modèle STICS sont des variables agro-
777 environnementales qui décrivent le comportement du système sol-plante incluant
778 l'indice foliaire (Leaf Area Index, LAI), la teneur en azote de la plante, l'évolution
779 du bilan hydrique sur toute la période de simulation, la biomasse, le rendement...
780 etc. Dans notre cas d'étude on a choisi des sorties spécifiques de la modélisation
781 par STICS qui nous renseignent sur l'évapo-transpiration de la culture considérée,
782 la quantité d'eau qui draine vers les horizons profonds des sols et la quantité de bio-
783 masse produite. Le modèle STICS utilise le concept d'Unité de SiMulation (USM) :
784 ceci correspond à la parcelle associée à l'ensemble des paramètres d'entrée (climat,
785 sol, plant, itinéraires techniques, ITK). Chaque USM correspond à une exécution
786 du modèle STICS. Nous avons utilisé le modèle STICS sur l'ensemble du parcellaire
787 cultivé en foin de Crau sur toute la région de la Crau. Chaque parcelle est considérée
788 comme une USM. Ceci nécessite de définir et de distribuer sur l'ensemble du parcel-
789 laire les USM correspondantes, donc de générer pour chaque parcelle les itinéraires
790 techniques, les forçages climatiques, les propriétés du sol. Dans le cas des prairies
791 irriguées par submersion, les itinéraires techniques regroupent les calendriers d'irri-
792 gation, les dates de fertilisation et les dates de coupe. Les calendriers d'irrigation

793 doivent être générés en tenant compte des contraintes de l'AOP, des contraintes de
794 l'ASA à laquelle est rattachée la parcelle, et du climat.

795 Nous nous sommes fondés sur l'ensemble des procédures déjà développées au
796 sein de l'UMR EMMAH (BUIS et al., 2011 ; ASTUCE & TIC, 2011 ; OLIOSO et al.,
797 2013b ; TROLARD et al., 2016). Ces procédures sont implémentées au sein du logiciel
798 Multisimlib qui permet de générer et de gérer de multiples simulations, en particulier
799 avec le modèle STICS.

800 3.1.1.2 Multisimlib

801 L'outil MULTISIMLIB est un ensemble de routines MATLAB qui permet d'en-
802 chaîner STICS sur un ensemble de simulations de parcelles et facilite la détermina-
803 tion des entrées pour chaque simulation (Figure 3.2). Ceci a été utilisé, par exemple,
804 dans le cadre d'analyse de sensibilité du modèle STICS (VARELLA et al., 2012) ou
805 pour distribuer ce modèle sur un territoire (OLIOSO et al., 2013a). Nous l'avons
806 utilisé afin de régionaliser l'utilisation du modèle STICS sur l'ensemble des parcelles
807 de prairies irriguées par submersion sur le territoire de la Crau. Une simulation ou
808 USM nécessite de définir les propriétés du sol, le climat, les itinéraires techniques et
809 les conditions initiales (BUIS et al., 2011). Les fonctions codées dans ce software in-
810 cluent la gestion des simulations de modèle STICS et la manipulation de ses entrées
811 et sorties.

812 Les données requises pour lancer une simulation avec Multisimlib sont :

- 813 • *L'extension spatiale des US* : ce processus dérive du croisement de la carte d'OS
814 (Occupation des sols) et du parcellaire pour aboutir à une liste de parcelles
815 d'une classe considérée avec leurs attributs géométriques. C'est à travers ce
816 processus que pourront être introduits les changements d'occupation des sur-
817 faces provenant des simulations avec METRONAMICA ou URBANSIMUL
818 (TROLARD et al., 2016). Il suffira alors de substituer la carte d'OS avec les
819 cartes générées. Cela signifie que le parcellaire ne sera pas modifié.
- 820 • *Les propriétés des sols* : il s'agit de regrouper les unités pédologiques en un
821 nombre limité d'unités offrant des propriétés voisines. Pour chaque unité rete-
822 nue, on évalue les propriétés du sol nécessaires à STICS en s'appuyant sur la
823 base de données associée à la notice de la carte pédologique, en utilisant des
824 fonctions de pédotransfert et en faisant des relevés de terrain. Dans le cadre
825 des projets conduits précédemment dans l'UMR EMMAH sur la Crau (pro-
826 jets Astuce et Tic et SIRRIMED essentiellement), une classification des sols

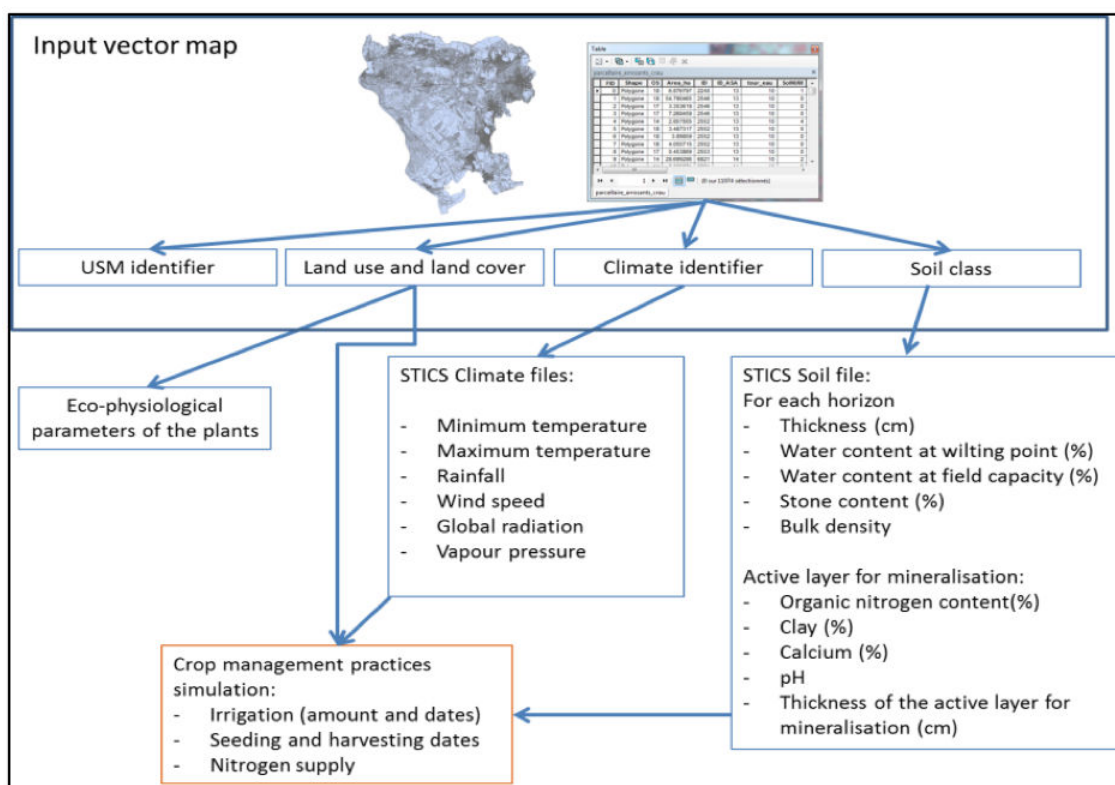


Figure 3.2 : La structure des données requise pour effectuer une simulation multiple sur toute la Crau avec le modèle de culture STICS, d'après OLIOSO et al., 2013b.

827 de la Crau en 5 catégories a été réalisée à partir de la carte des sols et d'une
828 estimation de l'âge des prairies.

829 Ceci a abouti à une classification en 5 catégories des sols de Crau (Figure
830 2.6, p. 26) suivant l'hydromorphie et la présence, l'absence et l'épaisseur d'un
831 horizon limoneux apporté par les eaux d'irrigation (horizon irrigric) :

- 832 1. sols hydromorphes ;
- 833 2. sols fersiallitiques avec un horizon limoneux d'épaisseur de 60 cm ;
- 834 3. sols fersiallitiques avec un horizon limoneux d'épaisseur de 35 cm ;
- 835 4. sols fersiallitiques avec un horizon limoneux d'épaisseur de 10 cm ;
- 836 5. sols fersiallitiques sans horizon limoneux.

837 Cette classification est incluse dans la carte générée par Multisimlib.

- 838 • *La variabilité climatique locale* : les paramètres climatiques sont obtenus soit
839 en utilisant les données météorologiques recueillies sur la zone, soit simulées

840 par Météo France telles que SAFRAN (Système d'Analyse Fournissant des
841 Renseignements Atmosphériques à la Neige), pour avoir un climat distribué
842 spatialement. La validation de ces données a été effectuée au cours du projet
843 SICMED par comparaison avec les données observées sur cinq stations mé-
844 téorologiques distribuées sur l'ensemble de la Crau. Les données étudiées sont
845 celles utilisées par le modèle STICS : les températures minimum et maximum,
846 les précipitations, le rayonnement solaire, la vitesse du vent et l'évapotranspi-
847 ration de référence.

848 • *Les itinéraires techniques : détermination des calendriers d'irrigation et de*
849 *fauchage des prairies* : deux types d'information sont requises pour modéli-
850 ser l'irrigation, la dose d'eau apportée à chaque irrigation et le calendrier de
851 l'irrigation. Le calendrier d'irrigation doit tenir compte des contraintes sui-
852 vantes : les dates de début et de fin de la saison d'irrigation, les fréquences
853 des irrigations (le tour d'eau) et les conditions climatiques selon lesquelles les
854 irrigants vont prendre la décision d'annuler une irrigation. La dose appliquée
855 à chaque irrigation (mm) est calculée en fonction de la longueur (L) de la
856 parcelle suivant la relation :

$$D_{irri} = 0,14 \times L + 78.15 \quad (3.1)$$

857 Le début de la saison d'irrigation est calculé en fonction d'un indice de stress lié
858 à la réserve utile du sol ; généralement mi-mars. La fin de la saison dépend de
859 la quantité de précipitations en septembre. Les fréquences des irrigations dans
860 les exploitations sont calculées selon l'ASA correspondante et déterminées à
861 partir d'une carte des périmètres de chaque ASA.

862 Le fauchage des prairies est effectué trois fois par an. Les périodes sont définies
863 par le décret de l'AOP et sont : (i) du 1^{er} au 31 Mai, (ii) du 25 Juin au 25
864 Juillet et (iii) du 15 Août au 30 Septembre. Les dates de fauche sont calculées
865 automatiquement en croisant (i) les contraintes de l'AOP, (ii) le développement
866 simulé de la prairie, (iii) les contraintes climatiques, le fauchage de la prairie
867 étant reporté si la somme de précipitation durant les 4 jours précédents la date
868 calculée excède 1 mm.

3.1.2 Le modèle PHREEQC

3.1.2.1 Les potentialités du logiciel PHREEQC

Le modèle PHREEQC (PARKHURST et APPELO, 2013) prend en compte les processus suivants :

- les réactions de dissolution, hydrolyse, précipitation ;
- les solutions solides binaires, voire ternaires, régulières et non régulières ;
- les réactions d'adsorption/désorption sur des surfaces minérales ou organiques ;
- les réactions d'échanges d'ions, la complexation de surface ;
- la concentration des eaux par évaporation, les mélanges réactionnels ;
- les réactions d'oxydo-réduction ;
- les processus hors équilibre, les lois cinétiques ;
- les échanges isotopiques ;
- le transfert unidimensionnel advectif-dispersif dans un milieu poreux ;
- l'inversion de modèles.

Le modèle PHREEQC, maintenu par l'U.S. Geological Survey est libre de droits. Le fichier source est téléchargeable, ce qui permet de vérifier les lois, les routines de calcul et de le modifier. Il est écrit en langage C, facilement compilable et très bien commenté. On peut aussi utiliser un binaire directement exécutable sur différentes plates-formes. Son utilisation suppose cependant une bonne culture en géochimie.

La base de données du modèle PHREEQC s'appuie sur une base de données thermodynamiques étendue. Cette base de données thermodynamiques permet de calculer les constantes d'équilibre à toute température, soit par l'application de la loi de Van't Hoff connaissant l'enthalpie de la réaction, soit suivant une fonction analytique. La critique des données thermodynamiques est bien sûr laissée à l'utilisateur, mais la base de données est facilement modifiable.

Il existe dans PHREEQC, comme dans tous les modèles, des instructions qui permettent de modifier temporairement le programme, en introduisant des espèces aqueuses non prises en compte dans la base de données thermodynamiques, sans

898 modifier celle-ci définitivement, ce qui la rend très pratique à utiliser. Outre la
899 base de données par défaut <phreeqc.dat>, PHREEQC peut être utilisé avec des
900 bases de données étendues à des composés organiques, des éléments traces, des iso-
901 topes : <minTEQ.dat>, <llnl.dat>. Ces bases sont formellement compatibles, mais
902 la vérification de la cohérence des données thermodynamiques utilisées est laissée à
903 l'appréciation de l'utilisateur et demande une compétence spécifique (PARKHURST
904 et APPELO, 1999).

905 L'utilisation de l'enthalpie de réaction est largement suffisante pour de faibles varia-
906 tions de température, c'est-à-dire moins de quelques dizaines de degrés, ce qui est
907 toujours le cas pour les applications visées par notre travail.

908

909 PHREEQC est fondé sur la loi de Debye-Hückel pour le calcul des coefficients
910 d'activité. Cette loi conduit à des erreurs importantes dans les solutions concentrées.
911 Mais à la différence des autres modèles géochimiques, tels que EQUIL(T) (FRITZ,
912 1981), PHREEQC peut, dans les eaux concentrées, calculer les coefficients d'activité
913 suivant le modèle de Pitzer (PITZER, 1991). Il suffit pour cela de préciser que les
914 données seront traitées en utilisant la base de données « pitzer.dat ». Dans notre cas,
915 les eaux ne sont pas très concentrées et nous utiliserons la loi de Debye-Hückel avec
916 le base <phreeqc.dat>. PHREEQC peut aussi calculer le chemin d'évolution de la
917 composition chimique de la solution à partir d'un état initial du système réactionnel
918 (modèle direct). PHREEQC peut aussi établir, par modèle inverse, l'interprétation
919 d'une population de solutions comme des états successifs sur un même chemin d'évo-
920 lution (SLIMANI et al., 2016).

921 3.1.2.2 Utilisation de PHREEQC dans le cadre de la thèse

922 On utilise le modèle direct. A partir de la composition d'une solution donnée
923 par l'analyse des éléments totaux, majeurs ou traces, la mesure du pH, du potentiel
924 redox, E et de la température, PHREEQC peut calculer la distribution des espèces
925 aqueuses et les indices de saturation par rapport aux minéraux constitués de ces
926 éléments, pourvu qu'ils figurent dans la base de données thermodynamiques utilisée.
927 La première étape consiste donc à tester les équilibres minéraux / solution à partir
928 des analyses d'eau disponibles. Ceci permet de caler et de valider partiellement
929 le modèle PHREEQC sur les conditions d'environnement géochimique du milieu
930 étudié.

931 La seconde étape consiste, pour chacun des écosystèmes et agrosystèmes considérés,
932 à établir le graphe des flux d'éléments minéraux à travers le sol et à choisir le pas

933 de temps pertinent pour apprécier la validité de certaines approximations au regard
934 de certains risques identifiés. Par exemple, les pertes d'azote par drainage peuvent
935 être négligeables à court terme par rapport aux apports et aux exportations par les
936 cultures — et en général elles le sont — tout en constituant un risque non négligeable
937 d'eutrophisation des eaux de surface à moyen terme (ASTUCE & TIC, 2011).

938 3.1.3 Le géomodéleur gOcad

939 Le modèle gOcad (geological Object computer aided design) (MALLET, 2002)
940 est un ensemble de logiciels qui permettent d'importer, créer, modifier, intégrer, et
941 représenter des objets géologiques (cela peut aussi être les sols ou l'aquifère), en 3D.
942 Ce modèle offre également la possibilité de traiter une très grande variété de données
943 géologiques, géophysiques et dispose d'une boîte à outils d'analyses géostatistiques.
944 C'est un modèle qui est développé à l'École Nationale Supérieure de Géologie de
945 Nancy (France) depuis une trentaine d'années et est un standard international pour
946 les géologues miniers et pétroliers.

947 3.1.4 L'interfaçage de PHREEQC avec STICS et GOCAD

948 3.1.4.1 Le lien avec STICS

949 Le lien avec STICS s'effectue de deux façons via :

- 950 • *la relation entre l'accroissement de biomasse et les exportations d'éléments mi-*
951 *néraux par les plantes* : les modèles de culture tels que STICS peuvent fournir
952 l'accroissement de la biomasse, ΔBM , et il faut alors compléter cette informa-
953 tion par l'analyse des éléments minéraux dans cette biomasse pour estimer les
954 flux d'éléments minéraux exportés. Ces flux ne peuvent pas être nuls, puisque
955 l'objectif est d'apporter aux populations humaines et animales les éléments
956 minéraux nécessaires — à moins que les apports en retour de déjections hu-
957 maines et animales permettent de boucler le cycle. La possibilité d'un excédent
958 existe également dans les régions d'élevage intensif ;
- 959 • *les interactions entre flux d'eau et les modifications de la qualité de l'eau* :
960 STICS peut également fournir le flux d'évapotranspiration et le flux d'eau
961 percolant en dessous du système racinaire. Ceci peut contraindre le facteur de
962 concentration des eaux par évaporation et le flux de drainage, ou le mélange
963 entre des eaux circulant dans des pores de grande taille et de petite taille.

964 PHREEQC peut simuler un transfert unidimensionnel dans un système de
965 pores dual. Dans chaque cas, PHREEQC peut calculer les modifications de la
966 composition chimique de la solution du sol.

967

968 3.1.4.2 Le lien avec gOcad

969 L'intérêt de gOcad est de pouvoir spatialiser les données en sachant à quel objet
970 les informations se rattachent (*e.g.* les 3 types de Crau). Les résultats sur la com-
971 position chimique des eaux obtenus par PHREEQC sont spatialisés avec gOcad. (*e.g.*
972 les indices de saturation par rapport à la calcite).

973 3.2 Les données sur les eaux de surface

974 Des suivis de la qualité des eaux d'irrigation ont été effectués tous les 15 jours
975 pendant la période d'irrigation du foin de Crau durant les années hydrologiques 2014
976 et 2015.

977 3.2.1 Les points de prélèvements

978 3.2.1.1 La campagne de 2014

979 Les prairies irriguées sont réparties sur les trois types de Crau (*i.e.* Crau d'Arles,
980 Crau du Luquier et Crau de Miramas) (Figure 2.5). Neuf points de prélèvement,
981 spatialement distribués sur l'ensemble des canaux de la Crau (Figure 3.3) et dans
982 différentes mailles climatiques du modèle SAFRAN de Météo France ont été échan-
983 tillonnés de juin à septembre. Leur localisation et leurs coordonnées géographiques
984 sont données dans le tableau 3.1. La campagne de 2014 compte ainsi 35 échantillons
985 d'eau d'irrigation.

986 3.2.1.2 La campagne de 2015

987 En 2015, les suivis de la qualité des eaux d'irrigation ont été réalisés sur les ca-
988 naux en Crau ainsi que sur les canaux et rivières qui se mélangent avec les canaux
989 avant d'arriver à la Crau. Ces suivis ont débuté le 1^{er} avril et fini le 16 septembre à
990 raison d'un échantillonnage toutes les deux semaines. Ainsi 138 échantillons ont été
991 collectés.

992

Tableau 3.1 : Campagne 2014 : Localisation et coordonnées géographiques des points de prélèvement des eaux d'irrigation en Crau.

id	x	y	Canal de prélèvement
1CR	5,058 064	43,684 577	Canal de Craponne, branche d'Arles, à Eyguières
2CO	5,020 802	43,654 832	Canal du Congrès
3CD	4,972 809	43,557 776	Canal de Craponne, branche d'Istres
4IS	4,926 786	43,603 503	Canal d'Istres (étang d'Entressen) dérivé des Alpes
5CR	4,913 626	43,672 931	Canal de Craponne
6LA	4,784 726	43,606 208	Canal de Langlade (à la Dynamite)
7RA	4,757 062	43,579 48	Fossé de Rageyrol (avant le Mas Thibert)
8LA	4,721 522	43,599 367	Canal de Langlade (au nord de Mas Thibert)
9CR	4,714 692	43,656 513	Canal de Craponne (avant Arles), branche d'Arles

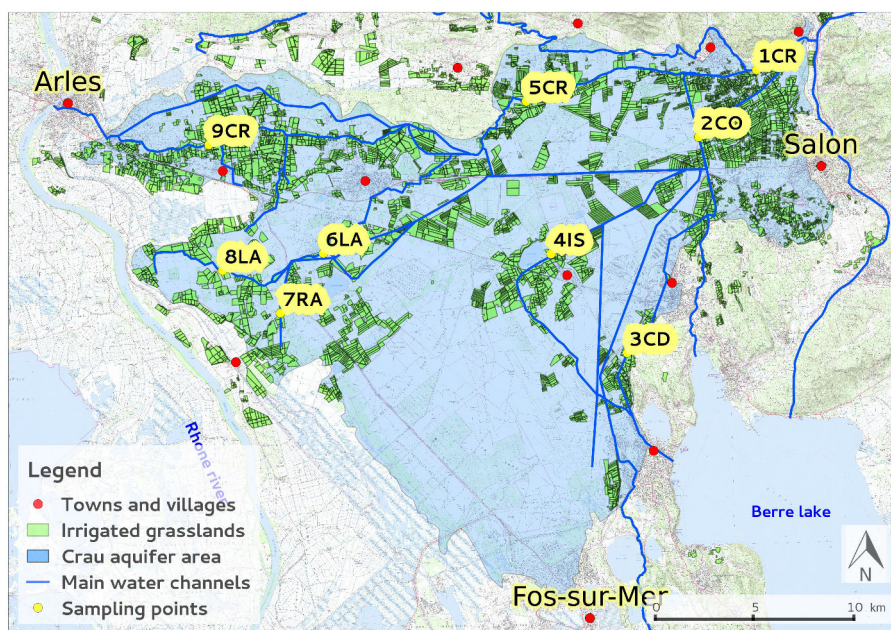


Figure 3.3 : Campagne 2014 : Cartographie des points de prélèvement de l'eau d'irrigation en Crau.

993 En fonction de l'analyse des résultats de la campagne de 2014, le plan d'échan-
 994 tillonnage en Crau a été optimisé et le nombre de points de prélèvement est passé de
 995 9 à 6 (Figure 3.4). Leur localisation et leurs coordonnées géographiques sont données
 996 dans le tableau 3.2.

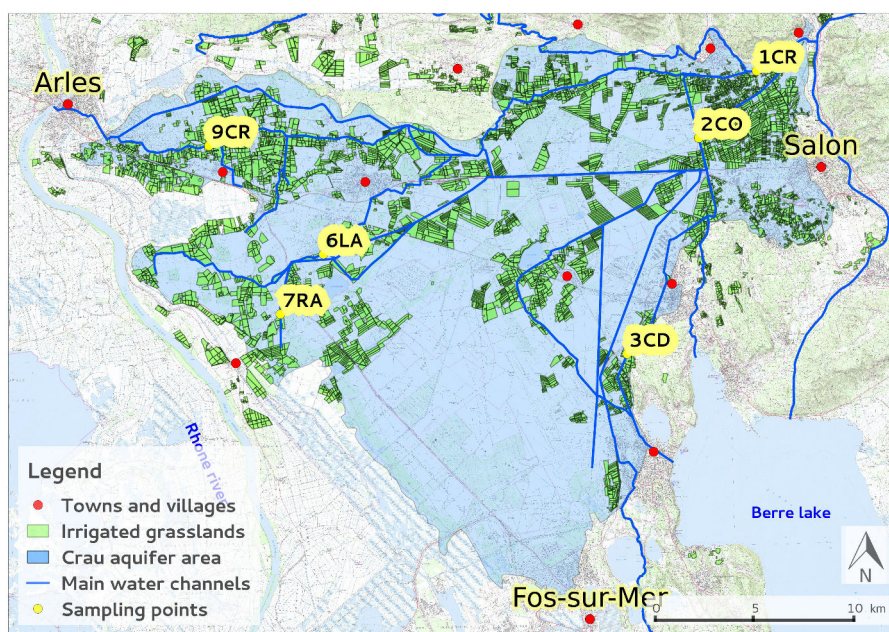


Figure 3.4 : Campagne 2015 : Cartographie des points de prélèvement de l'eau d'irrigation en Crau.

997

Tableau 3.2 : Campagne 2015 : Localisation et coordonnées géographiques des points de prélèvement des eaux d'irrigation en Crau.

id	x	y	Canal de prélèvement
1CR	5,058 064	43,684 577	Canal de Craponne, branche d'Arles, à Eyguières
2CO	5,020 802	43,654 832	Canal du Congrès
3CD	4,972 809	43,557 776	Canal de Craponne, branche d'Istres
6LA	4,784 726	43,606 208	Canal de Langlade (à la Dynamite)
7RA	4,757 062	43,579 48	Fossé de Rageyrol (avant le Mas Thibert)
9CR	4,714 692	43,656 513	Canal de Craponne (avant Arles), branche d'Arles

998 L'observation de valeurs très stables de l'alcalinité tout au long de l'année 2014
 999 en Crau, nous a poussée à en rechercher l'explication. Ainsi, 13 points supplémen-
 1000 taires ont été échantillonnés en amont dans le bassin versant de la Durance (Figure
 1001 3.5). Ces points de prélèvement ont été choisis en amont des confluences entre ca-
 1002 naux et/ou cours d'eau et situés en aval et en amont du barrage de Serre-Ponçon.
 1003 La localisation et les coordonnées géographiques de ces points sont données dans le

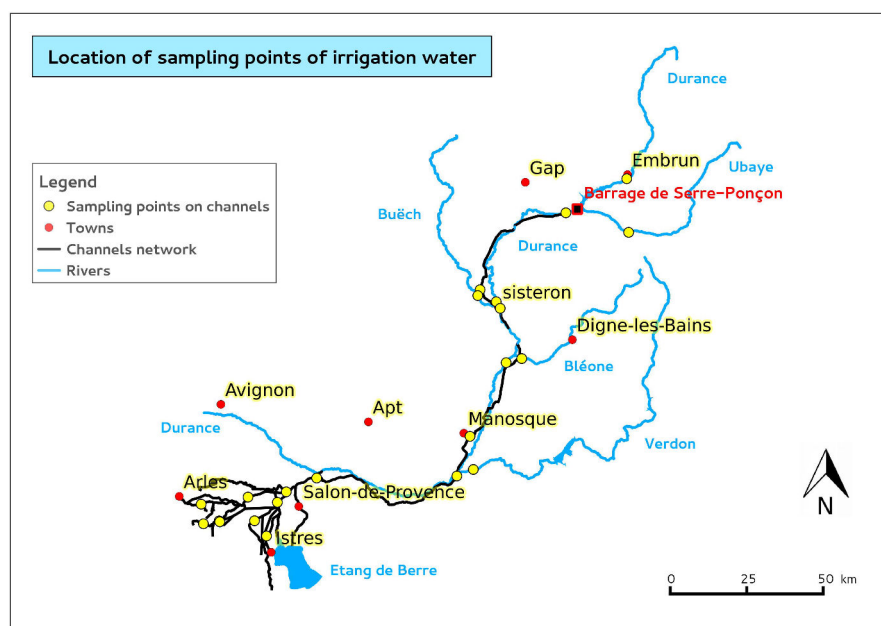


Figure 3.5 : Campagne 2015 : Cartographie de l'ensemble des points de prélèvement des eaux de surface dans le bassin versant de la Durance et en Crau.

1004 tableau (3.3).

1005

1006 3.2.1.3 Conditionnement de l'échantillon

1007 L'échantillonnage de l'eau d'irrigation est réalisé à l'aide d'une seringue rincée
 1008 avec de l'eau distillée et munie de filtres 0,45 µm pour éliminer les matières en sus-
 1009 pension. L'eau ainsi filtrée est répartie dans deux flacons : l'un pour les mesures
 1010 de l'alcalinité, des anions et de la silice et le second pour les mesures des cations.
 1011 L'échantillon du second flacon est acidifié par ajout de trois gouttes d'acide nitrique
 1012 concentré à 65% afin d'éviter la précipitation de calcite. Les flacons sont ensuite
 1013 stockés dans une glacière jusqu'au laboratoire où ils seront stockés à 4 °C dans un
 1014 réfrigérateur jusqu'à la réalisation des mesures au laboratoire. La mesure de l'alca-
 1015 linité doit être effectuée dans les 24 h après le prélèvement sur le terrain.

1016

1017 3.2.2 Les mesures sur le terrain

1018 Les paramètres non conservatifs sont mesurés directement *in situ* sur le terrain.
 1019 il s'agit du pH, de la conductivité électrique, et de la température.

Tableau 3.3 : Campagne 2015 : Localisation et coordonnées géographiques des points de prélèvement des eaux dans le bassin versant de la Durance.

id	Code	x	y	Description (de l'amont vers l'aval)
1	Ubaye	6.487239	44.396744	Ubaye, amont Serre-Ponçon à Le Martinet
2	Durance	6.490932	44.553181	Durance, amont Serre-Ponçon à Embrun
3	SortieB	6.236018	44.463037	Durance, aval barrage Serre-Ponçon à Espinasses
4	Durapr1	5.943315	44.205048	Durance en amont de Sisteron
5	Buech	5.862417	44.234173	Rivière Buëch à Ribiers (amont de Sisteron)
6	EDF1	5.827733	44.250828	Canal Durance à Ribiers (amont de Sisteron)
7	Crois1	5.951641	44.193311	Durance aval de Sisteron (aval Buëch-Durance)
8	Bleane	6,031619	44.043625	Rivière Bléone à Malijay
9	Crois2	5.964947	44.035055	Durance à Les Mées (aval confluence Durance-Bléone)
10	EDF2	5.787986	43.773577	Canal Durance à Ste Tulle
11	Verdon	5.813216	43.728295	Rivière Verdon à Vinon-sur-Verdon
12	Crois3	5.74582	43.711446	Canal Durance à Cadarache (aval Durance-Verdon)
13	Durapr2	5.182267	43.721653	Canal Durance à Mallemort (aval deux arrivées)

1020 Ces mesures sont réalisées grâce à un boîtier WTWTM équipé d'une électrode de
 1021 conductivité, d'une sonde de température et d'une électrode pH dont l'étalonnage
 1022 est vérifié avec deux solutions tampons (à pH 4 et 7 avant chaque sortie de terrain).
 1023 Les capteurs de mesure ont été mis, soit directement dans l'eau d'irrigation lorsque
 1024 les prises d'eau sont accessibles, soit dans les eaux prélevés à l'aide d'un seau (Figure
 1025 3.6).

1026

1027 3.2.3 Les mesures au laboratoire

1028 Les mesures réalisées au laboratoire de chimie de l'UMR EMMAH dans des
 1029 locaux thermostatés à environ 25 °C sont :

- 1030 • l'alcalinité (meq/l) par titration acide-base à l'aide d'une chaîne instrumentale
 1031 automatisée ;
- 1032 • les anions majeurs (F^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) en mg/L par chromatographie
 1033 ionique ;
- 1034 • les cations majeurs (K^+ , Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+}) en mg/L par absorption atomique ;

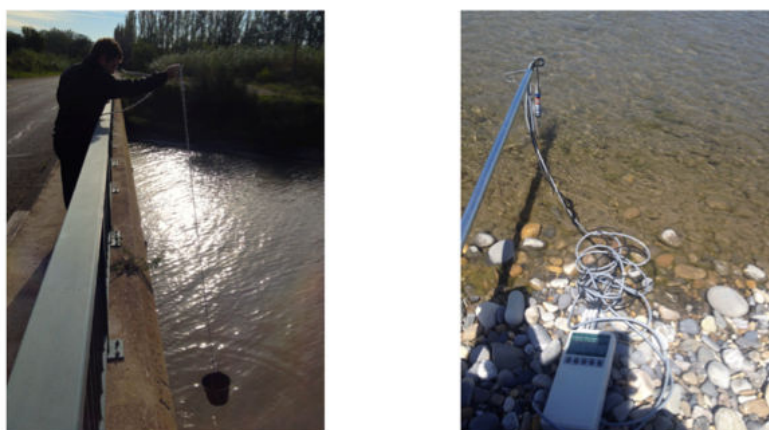


Figure 3.6 : Méthodes de prélèvement et ou de mesures sur le terrain : à gauche lorsque le canal n'est pas accessible, on utilise un seau ; à droite les capteurs sont plongés directement dans le canal.

1035 • et la silice (SiO_2 en mg/L) par colorimétrie et spectrométrie UV - visible.

1036 Le calcul de la balance ionique (BI) permettant de vérifier la fiabilité des mesures
1037 est appliqué à tous les échantillons.

$$BI = \frac{\sum(\text{cations}) - \sum(\text{anions})}{\sum(\text{cations}) + \sum(\text{anions})} * 100 \quad (3.2)$$

1038 Dans le cas idéal, la somme des cations doit être égale à celle des anions. Mais
1039 cette égalité est rarement obtenue à cause des incertitudes de mesure liées aux ap-
1040 pareils d'analyse ou de la présence de certains ions non dosés. Des tests analytiques
1041 par absorption atomique de présence de Fe, Al et Zn pouvant jouer significative-
1042 ment sur la balance ionique montrent que les concentrations de ces éléments sont
1043 négligeables.

1044 Cependant, pour la modélisation par PHREEQC une marge de déséquilibre de
1045 BI jusqu'à 15% entre anions et cations est admise et peut être compensée propor-
1046 tionnellement par le calcul.

1047 3.2.3.1 L'alcalinité

1048 **a. Définition de l'alcalinité** L'alcalinité est la capacité de l'eau à neutraliser
1049 des acides. L'alcalinité de l'eau est identique à la dureté carbonatée, mesurée par
1050 le titre alcalimétrie complet (TAC) et le pouvoir tampon de l'eau est sensiblement
1051 proportionnel à l'alcalinité (BOURRIÉ, 1976). Il s'agit donc de déterminer la quantité
1052 d'acide à ajouter pour abaisser le pH au point où l'on considère que la totalité

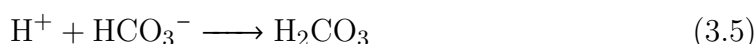
1053 du bicarbonate (HCO_3^-) est convertie en acide carbonique (H_2CO_3). Au cours du
1054 titrage par un acide fort, les principales réactions à considérer sont :



1055



1056



1057 Plus généralement, l'alcalinité est définie par :

1058

$$[\text{Alc}] = 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]. \quad (3.6)$$

1059 En combinant cette définition avec l'équation de neutralité électrique, on obtient
1060 une autre expression de l'alcalinité :

1061

$$[\text{Alc}] = ([\text{Na}^+]_t + [\text{K}^+]_t + 2[\text{Mg}^{2+}]_t + 2[\text{Ca}^{2+}]_t) - ([\text{Cl}^-]_t + [\text{NO}_3^-]_t + 2[\text{SO}_4^{2-}]_t) \quad (3.7)$$

1062 où $[\text{X}]_t$ est la concentration totale de l'ion X dans la solution.

1063

1064 **b. Mesure de l'alcalinité** Actuellement la plupart des laboratoires mesure l'al-
1065 calinité par titrage par un acide fort jusqu'à un point-final fixé (*i.e.* jusqu'au chan-
1066 gement de couleur par colorimétrie ou jusqu'à un seuil de pH fixé à 3.0). Pour les
1067 eaux de faible alcalinité, ceci est insatisfaisant en raison de la différence entre le vrai
1068 titrage point-final et/ou celui reflété par l'indicateur utilisé. De ce fait, nous avons
1069 utilisé la méthode de titrage de Gran (GRAN, 1952; BOURRIÉ, 1976) en utilisant
1070 la chaîne de mesure automatique (NAWAZ et BOURRIÉ, 2012) sur laquelle des me-
1071 sures de pH à haute résolution peuvent être effectuées. Cette méthode est précise et
1072 indépendante d'un titrage à point final, il est important d'utiliser un voltmètre de
1073 haute résolution.

1074

1075 **La chaîne de mesure et le matériel** La chaîne instrumentale pour la mesure
1076 d'alcalinité (Figure 3.7) est composée :

- 1077 • d'un voltmètre Solartron-Schlumberger™ de très haute résolution,
- 1078 • d'une burette d'addition de réactif de type MICROLAB M Hamilton™ série
1079 500,
- 1080 • d'un ordinateur de type PC muni d'une carte d'interface IEEE-488,
- 1081 • du logiciel TestPoint™ pour piloter les instruments via des interfaces IEEE-488
1082 ou RS232-C et automatiser l'acquisition des points de mesure lors du titrage,
- 1083 • d'une électrode de pH combinée verre/Ag/AgCl Ingold™ et
- 1084 • d'une cellule en verre thermostatée à 25°C, posée sur un agitateur magnétique
1085 de type Speed safe HANNA™ et pouvant contenir 25 mL d'échantillon d'eau.

1086 Le matériel supplémentaire nécessaire pour effectuer les mesures est constitué

- 1087 • de l'acide chlorhydrique 0,5 M, pour le titrage et placé dans la burette,
- 1088 • d'eau ultrapure (18 Mohm) produit par une centrale MilliQ™ pour rincer la
1089 verrerie et l'électrode pH,
- 1090 • d'une pipette jaugée de 20 mL pour mesurer la quantité d'échantillon placée
1091 dans la cellule de mesure,
- 1092 • un barreau aimanté placé dans l'échantillon pour que celui-ci soit agité régu-
1093 lièrement pendant les mesures et
- 1094 • des ampoules sécables de solutions tampons de pH 4,008 et 6,865 avec une
1095 précision de $\pm 0,01$ à 25 °C du NIST (National Institute of Standards).

1096 **Le protocole de mesure de l'alcalinité** La vérification et la calibration de
1097 l'électrode pH sont réalisées en calculant la moyenne mobile de séries de 30 mesures
1098 de différence de potentiel avec chacune des solutions tampons du NIST à pH 4,008
1099 et 7 sur la chaîne instrumentale. Les mesures de différence de potentiel ainsi réalisées
1100 sont obtenues avec une précision de $\pm 10 \mu\text{V}$. On calcule ensuite la régression linéaire
1101 sur l'ensemble de ces mesures et on estime la déviation de la courbe expérimentale
1102 par rapport à la pente théorique de la loi de Nernst.

1103 La déviation de l'électrode par rapport à la loi de Nernst est calculée en estimant
1104 le paramètre, α défini par :

$$\alpha = \frac{m_{exp}}{m_{theo}}, \quad (3.8)$$

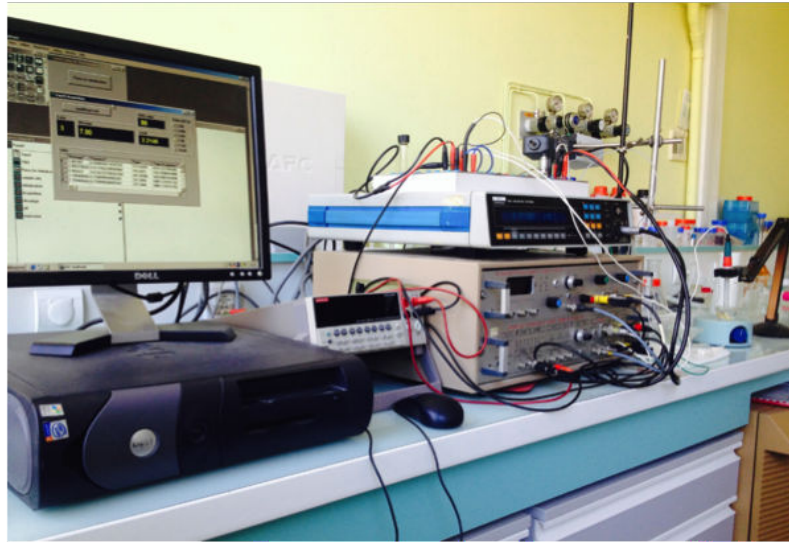


Figure 3.7 : La chaîne instrumentale de mesure.

1105 où m_{exp} est la pente expérimentale de la droite de régression calculée à partir
 1106 des mesures et m_{theo} est la pente théorique de la loi de Nernst :

$$m_{theo} = (\ln 10) \frac{RT}{F}, \quad (3.9)$$

1107 où R est la constante des gaz parfaits, $R = 8,314\,459\,8(48) \text{ J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$, T la tem-
 1108 pérature absolue en Kelvin et F la constante de Faraday,
 1109 $F = 96\,485,332\,89(59) \text{ Cmol}^{-1}$ (COX, WAGMAN et MEDVEDEV, 1989).

1110

1111 La valeur α doit se situer entre 0,98 et 1 pour de bonnes mesures, sinon il faut
 1112 remplacer l'électrode de pH. La figure 3.8 donne un exemple de test d'une électrode
 1113 pH, où le facteur de déviation par rapport à la loi de Nernst est trop différent de 1.

1114

1115 Les électrodes pH utilisées pour les mesures d'alcalinité ont été vérifiées réguliè-
 1116 rement pendant toute la période d'expérimentation. Les électrodes ayant le moins
 1117 de déviation par rapport à la droite de Nernst ont été utilisées pour déterminer
 1118 l'alcalinité des échantillons.

1119

1120 La procédure de mesure de l'alcalinité est automatisée dans un système fermé
 1121 et thermostaté à 25 °C. L'échantillon d'eau de 20 mL filtré est placé dans la cellule
 1122 de mesure en verre sous agitation par un barreau aimanté. La burette automatisée
 1123 ajoute pas à pas 0,01 ml de solution d'acide HCl 0,5 M. La commande de chaque

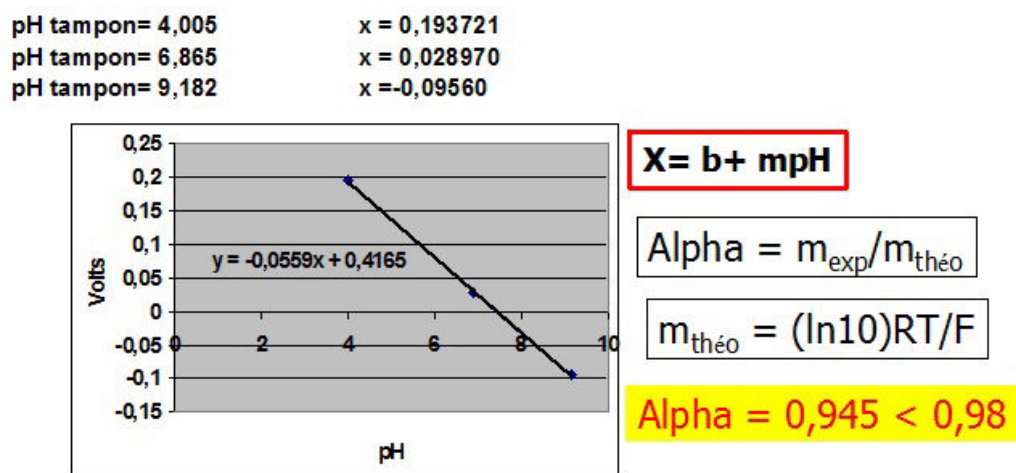


Figure 3.8 : Exemple de résultats de comparaison entre les données expérimentales (points) et la droite théorique de la loi de Nernst, d'après NAWAZ et BOURRIÉ, 2012.

1124 addition d'acide est conditionnée par la stabilité du pH résultant de l'addition pré-
1125 cédente. Les additions d'acide sont poursuivies jusqu'à pH 3,0.

1126

1127 Le pilotage du titrage est programmé avec le logiciel TestPoint (Figure 3.9).

1128 Les données d'entrée sont :

- 1129 • l'équation de régression spécifique de l'électrode, obtenue lors de sa calibration
- 1130 et utilisée pour convertir chaque valeur de potentiel mesurée en valeur de pH ;
- 1131 • les informations sur l'échantillon : nom, date de prélèvement ;
- 1132 • la référence de l'électrode de pH utilisée ;
- 1133 • le volume initial d'échantillon introduit dans la cellule de mesure ;
- 1134 • la nature, la molarité et le volume d'acide ajouté à chaque pas de la titration.

1135 Le voltmètre est ensuite initialisé, en utilisant le protocole SRQ (Service Request)
1136 pour vérifier la disponibilité de la mesure, comme décrit dans le programme de
1137 vérification de l'électrode de pH. Puis le pH initial de la solution d'échantillon est
1138 mesuré à l'équilibre en utilisant la moyenne mobile avant l'addition d'acide HCl par
1139 la burette. Un nouveau pH est mesuré après l'addition d'acide et comparé au seuil
1140 de pH mettant fin au programme. Nos échantillons ont un pH alcalin (8 à 8,7) et
1141 le seuil de fin de titrage a été fixé à pH 3, seuil au delà duquel il n'y a plus de

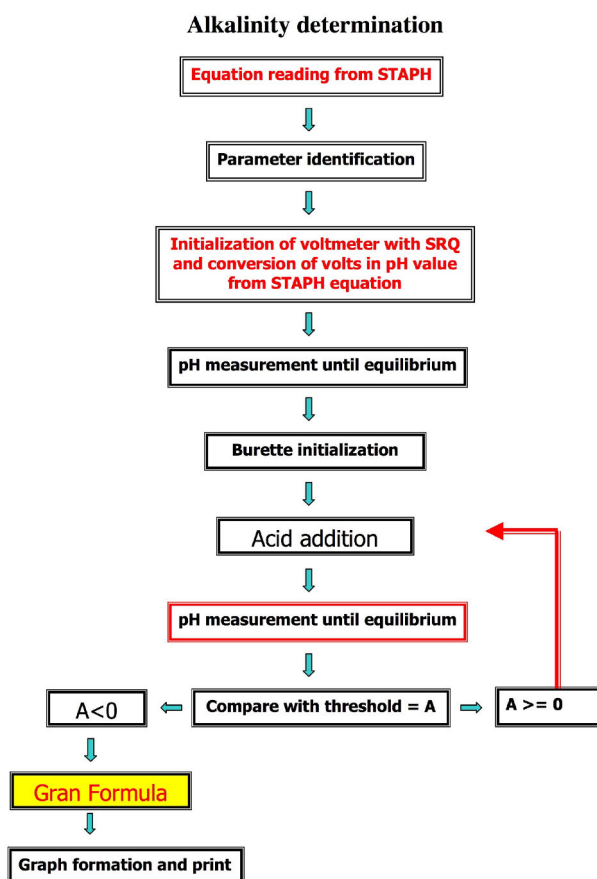


Figure 3.9 : Algorithme de détermination de l'alcalinité, (NAWAZ et BOURRIÉ, 2012).

1142 carbonates. Ainsi, l'addition d'acide et la mesure du pH se poursuivent jusqu'à ce
 1143 que la solution atteigne un pH de 3. Ensuite, le volume équivalent a été déterminé
 1144 par la fonction de Gran (GRAN, 1952), définie par l'équation suivante :

$$F = (V_0 + V) * 10^{-\text{pH}} \quad (3.10)$$

1145 où, F est la fonction de Gran, V_0 est le volume initial de l'échantillon, V est le
 1146 volume d'acide ajouté. À la fin du programme, on obtient le graphe de la courbe de
 1147 titrage et la courbe de la fonction de Gran, qui permettent de déterminer le volume
 1148 équivalent (Figure 3.10). L'alcalinité est déterminée comme suit :

$$[Alk] = (V_e/V_0) * C_A, \quad (3.11)$$

1149 où V_e est le volume équivalent, V_0 , le volume de la solution échantillon et C_A la

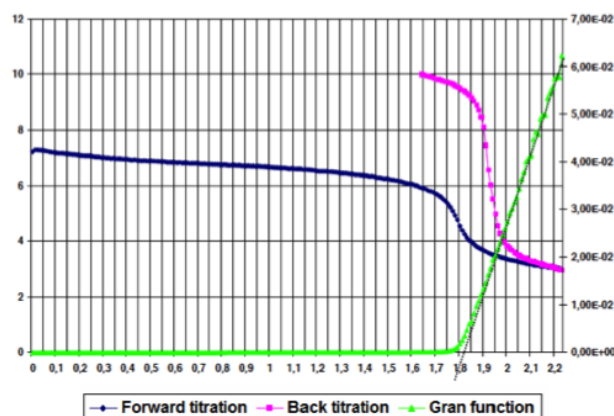


Figure 3.10 : Détermination du point équivalent par extrapolation à zéro de la fonction de Gran. En noir la titration directe par HCl, en rouge la titration en retour par NaOH, en vert le nombre d' H^+ libres calculé par la fonction de Gran.

1150 concentration de l'acide HCl. Nous avons utilisé trois concentrations d'acide HCl
1151 (0,1; 0,2 et 0,5) et obtenu la même valeur d'alcalinité. Mais avec la concentra-
1152 tion d'HCl 0,5, le titrage a été le plus rapide et a permis d'optimiser le temps
1153 des titrations, nous avons utilisé l'acide HCl de concentration 0,5 M pour titrer les
1154 échantillons d'eau d'irrigation et de nappe prélevées lors des campagnes de terrain
1155 pendant les années 2014 et 2015.

1156 3.2.3.2 Les éléments majeurs

1157 Les analyses des cations sont réalisées par spectrométrie d'absorption atomique,
1158 appelée aussi absorption atomique de flamme. Cette méthode consiste à mesurer
1159 les éléments chimiques à l'état d'atomes libres. Ceux-ci sont obtenus après avoir
1160 porté l'échantillon à une température de 2000 °C à 3000 °C pour détruire les liai-
1161 sons chimiques. Puis la spectrométrie mesure la quantité des photons absorbés qui
1162 est proportionnelle au nombre d'atomes de l'élément mesuré. Ces informations sont
1163 converties par la suite en concentration. Cette mesure est faite élément par élément
1164 à la longueur d'onde spécifique et avec la source adaptée pour exciter l'élément que
1165 l'on cherche à mesurer.

1166

1167 L'analyse des anions est réalisée par chromatographie ionique. Cette technique
1168 est fondée sur la séparation des espèces en solution par le partage entre une phase
1169 mobile (gaz ou liquide) et une phase stationnaire (liquide ou solide). Chaque soluté

1170 injecté dans la colonne est soumis à deux effets antagonistes : l'entraînement par la
1171 phase mobile dans laquelle il est soluble et la rétention par la phase stationnaire
1172 avec laquelle il interagit. La séparation est possible grâce aux différences d'affinités
1173 de ces composés pour les phases mobile et stationnaire.

1174 3.3 Les données sur les eaux souterraines

1175 Les analyses des eaux souterraines sont extraites de la base de donnée ADES.
1176 La base ADES est la base d'Accès aux Données quantitatives et qualitatives sur les
1177 Eaux Souterraines de France et est accessible sur un site WEB public animé par le
1178 BRGM (<http://www.ades.eaufrance.fr>).

1179 Une autre source supplémentaire de données sur les eaux de nappe a été four-
1180 nie par le laboratoire d'hydrogéochimie de l'UMR EMMAH d'Avignon, (Marina
1181 GILLON, Milanka BABIC, Anne-Laure COGNARD-PLANCQ) qui a réalisé des séries
1182 de mesures sur les eaux de la nappe, au pas de temps mensuel, sur la période de
1183 2012-2015. Les points d'échantillonnage sont représentés sur la figure 3.11.

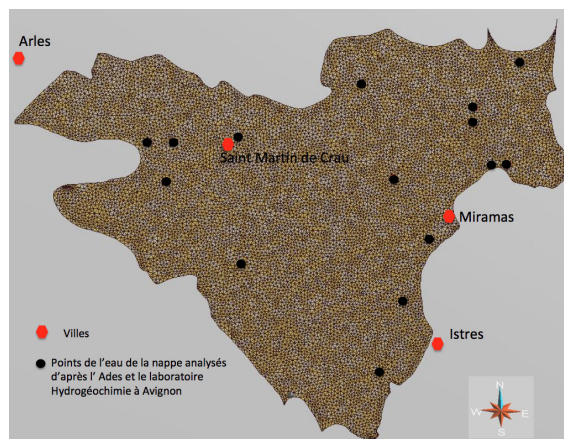


Figure 3.11 : Localisation des points d'échantillonnage de l'eau de la nappe en Crau

1184 3.4 Les données sur le foin

1185 3.4.1 Données historiques sur le foin de Crau

1186 Une base de données de la composition minérale du foin depuis 1960 a été consti-
1187 tuée à partir des bordereaux des analyses réalisées pour le Comité du Foin de Crau
1188 conformément au cahier des charges de l'appellation d'origine protégée (AOP). Les

1189 prélèvements annuels étaient effectués sur l'ensemble des communes de la Crau en
1190 choisissant plusieurs producteurs de foin de Crau dans le périmètre de l'AOP foin de
1191 Crau. Cette base de données est ainsi constituée de 108 échantillons, pour lesquels
1192 nous disposons de l'analyse de 8 paramètres et 10 éléments minéraux :

- 1193 • Humidité ;
- 1194 • Matière sèche (MS) ;
- 1195 • Matière organique totale TOM ;
- 1196 • Azote total (TN) ;
- 1197 • Éléments minéraux totaux (TM) en % de MS et en % aliment : S, P, Ca, Mg,
1198 K, Na, Cu, Zn, Mn, Fe.

1199 3.4.2 La campagne d'échantillonnage de 2015

1200 Des suivis qualitatif et quantitatif de la composition floristique des prairies de
1201 Crau pour chaque coupe sont réalisés par reconnaissance des espèces et détermi-
1202 nation des pourcentages des espèces par le calcul du rapport (poids frais / poids sec).
1203 Trois parcelles représentatives des trois types de Crau ont été choisies (Tableau 3.4,
1204 Figure 3.12).

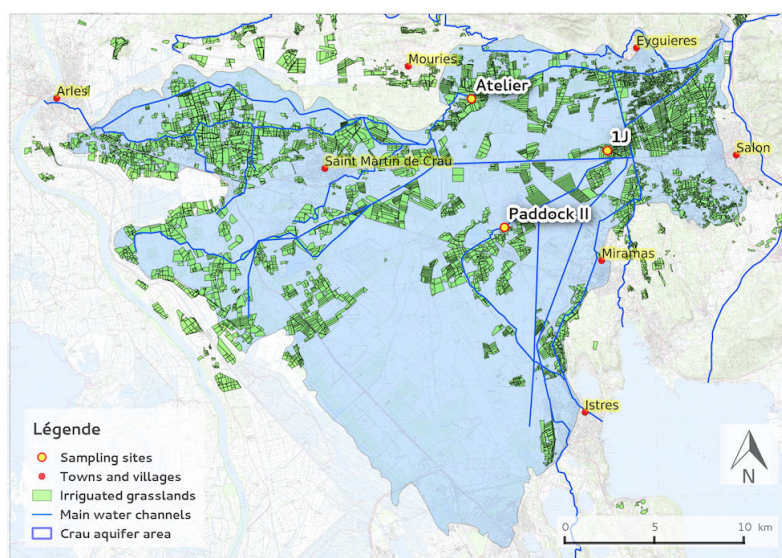


Figure 3.12 : Localisation des parcelles choisies dans les trois types de Crau pour les prélèvements de plantes.

Tableau 3.4 : Les parcelles choisies pour suivre la composition floristique sur la Crau

Domaine	Parcelle	Type de Crau	Type de sol	Profondeur du sol
LE MERLE (SUPAGRO)	1J ouest	Crau würmienne de Miramas 10-30cm, grands coussouls	sols fersiallitiques peu épais (10-30cm), sols limono-argileux à galets calcaire dominants, sur poudingue (« Taparas ») continu et épais	de 10 à 35 cm
Exploitation 1	atelier	Haute Crau villafran- chienne ou Vieille Crau de St Pierre-de-Vence 30-60cm	sols fersiallitiques d'épaisseur va- riable (30-60cm), sols limono-argileux à galets cal- caire dominants et à encroûtement ("Taparas") dense mais peu épais	en moyenne 50 cm
Exploitation 2	padock II	Crau würmienne de Miramas	sols complexes très remaniés et à encroûtement partiel, très récemment mis en culture, marqués par l'hydromorphie sols complexes limoneux à limono-argileux à substrats argileux et à marnes lacustres	à variable

1205 L'échantillonnage consiste à prélever les plantes de 4 placettes de 0,8 m × 0,8 m,
1206 positionnées de façon aléatoire de l'amont vers l'aval de la prairie, en évitant toutefois
1207 les zones non représentatives de la parcelle de prairie (*e.g.* bordure, lisière, bord de
1208 rigole d'irrigation, etc.) (Figure 3.13). La délimitation du carré de 0,8 m×0,8 m se fait
1209 à l'aide d'un cadre en aluminium et la coupe des herbes est effectuée à l'aide d'un
1210 outil de type coupe-bordure (Figure 3.14). Les herbes récoltées sont conditionnées
1211 dans des sacs en plastique noir de 100 litres, type « sac poubelle », que l'on tiendra
1212 fermés. Le tri des différentes espèces composant la prairie est réalisé au laboratoire
1213 et idéalement dans la foulée du prélèvement. Cependant, il est possible de conserver
1214 les sacs contenant les herbes jusqu'à 72 h à 4 °C. Le tri est fait sans distinguer les
1215 graminées entre elles. Il en est de même pour les trèfles. Les autres espèces sont triées
1216 de façon individuelle. La composition de référence du foin de Crau AOP d'après le
1217 comité de foin de Crau est donnée dans le tableau 3.5.

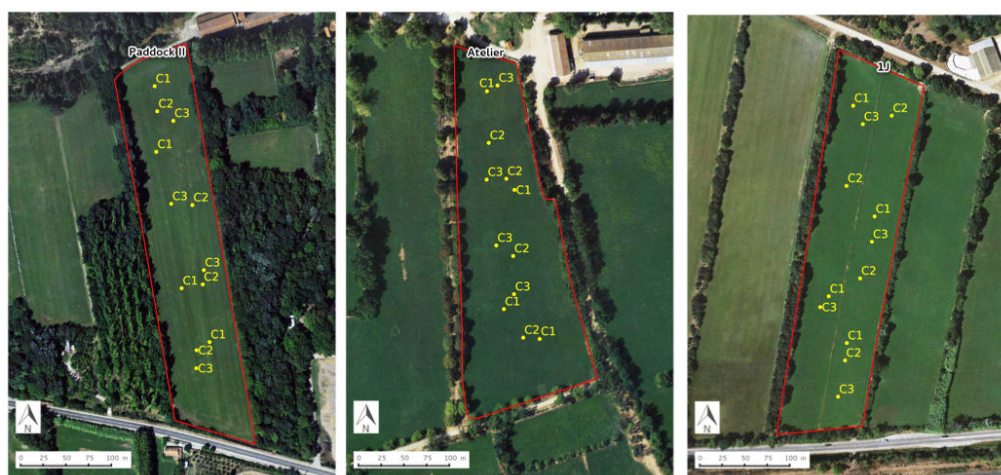


Figure 3.13 : Les trois parcelles choisies : Paddock, Atelier et 1J. Les points C1, C2 et C3 correspondent aux prélèvements des plantes juste avant les coupe 1, coupe 2 et coupe 3, respectivement.

1218 3.4.3 Les analyses sur les végétaux prélevés

1219 3.4.3.1 La moyenne classique

1220 Les 4 prélèvements sont traités séparément et, une fois chaque groupe de végétaux
1221 ou d'espèces triés, il est procédé à la mise en sachet papier des différents végétaux
1222 qui permettra une pesée et le passage à l'étuve. Une pesée est réalisée pour chaque
1223 sac avant la mise à l'étuve à 70 °C pour une durée de 48 h. Il est fait une mesure

Tableau 3.5 : La composition de référence du foin de Crau AOP donnée par le comité de foin de Crau

Graminées	Légumineuses	Autres espèces
Fromental	Trèfle blanc	Plantain
Fétuque	Trèfle rose	Gaillet
Ray Grass	Vesce	Pissenlit
Dactyle	Lotier	Carotte
Pâturin	Luzerne	Achillée
Houlque		

1224 également de poids sec pour chaque végétal ou chaque groupe de végétaux après le
 1225 passage à l'étuve. Les 2 mesures : poids frais et sec, permettent de calculer la teneur
 1226 en eau de chaque végétal, qui est un paramètre variable selon les espèces. Vers la fin
 1227 du tri, il reste un mélange de plantes diverses qui peuvent être fragmentées, difficiles
 1228 à trier, ou encore fanées ou « mortes » (état antérieur au prélèvement). Ce mélange
 1229 sera identifié comme « résidus divers » et sera pesé comme les autres végétaux et
 1230 intégré dans le calcul final. Mais, il existe des espèces indésirables que l'on trouve
 1231 parfois en prairie de Crau, il s'agit du salsifi, du rumex, etc.

1232 Des analyses des éléments minéraux majeurs des familles principales de végétaux
 1233 ont été effectuées par ICP au laboratoire de l'INRA (USRAV, Bordeaux) sur rési-
 1234 dus secs, sur les trois coupes d'une année de production de foin. Les mesures sont
 1235 exprimées par rapport à la matière sèche et sont : l'Humidité résiduelle à 103 °C
 1236 (Méthode interne MO11C4A v6), les Cendres Brutes à 480 °C, le Carbone par la
 1237 Méthode Dumas (Méthode interne MO53C5C v3), l'Azote par la Méthode Dumas
 1238 (Méthode interne MO53C5C v3), le Potassium total, le Phosphore total, le Calcium
 1239 total, le Magnésium total, le Sodium total, le Fer total, le Manganèse total, le Zinc
 1240 total et le Cuivre total par ICP-radial et le Silicium par fluorescence X.

1241 3.4.3.2 Logiciel CAN-EYE

1242 CanEye est un logiciel d'analyse des pixels présents sur des photos de végétation
 1243 qui définit l'intensité de la couleur verte, considérée comme spécifique à chaque
 1244 espèce de plantes. A partir de cela nous avons calculé le pourcentage d'occupation
 1245 de chaque espèce sur la photo (Figure 3.15). Nous avons appliqué cette méthodologie
 1246 aux mêmes points de prélèvement que précédemment (*i.e.* parcelles choisies pour la



Figure 3.14 : Échantillonnage du foin pour l'analyse de la composition floristique.

a) délimitation et prélèvement du foin sur micro-parcelle de 0,8 m×0,8 m ;

b) tri au laboratoire des différentes espèces ;

c) photographie de la micro-parcelle pour l'analyser avec Can-Eye.

1247 moyenne classique) et sur d'autres points, voisins des précédents, pour les photos
1248 qui sont prises après la coupe des plantes. Les photographies de la zone délimitée
1249 par le cadre de 0,8 m × 0,8 m, utilisées pour l'analyse de la composition floristique
1250 des prairies, sont prises avec un appareil à haute résolution avec deux angles, 90° et
1251 60° (Figure 3.14c). Des photos sont également prises après la coupe des plantes à
1252 10 cm du sol.

1253 3.5 Les données sur les sols et les engrais

1254 3.5.1 Les données sur les sols

1255 Des prélèvements de sols des prairies et des coussouls des trois types de Crau,
1256 décrits dans la carte des sols de BOUTEYRE et DUCLOS, 1994, étaient initialement
1257 prévus pour effectuer des analyses chimiques complémentaires. Cependant le manque
1258 de financement a empêché la réalisation de ces analyses. Aussi nous nous sommes
1259 contentés des données disponibles sur ces formations pédologiques, dans la littéra-

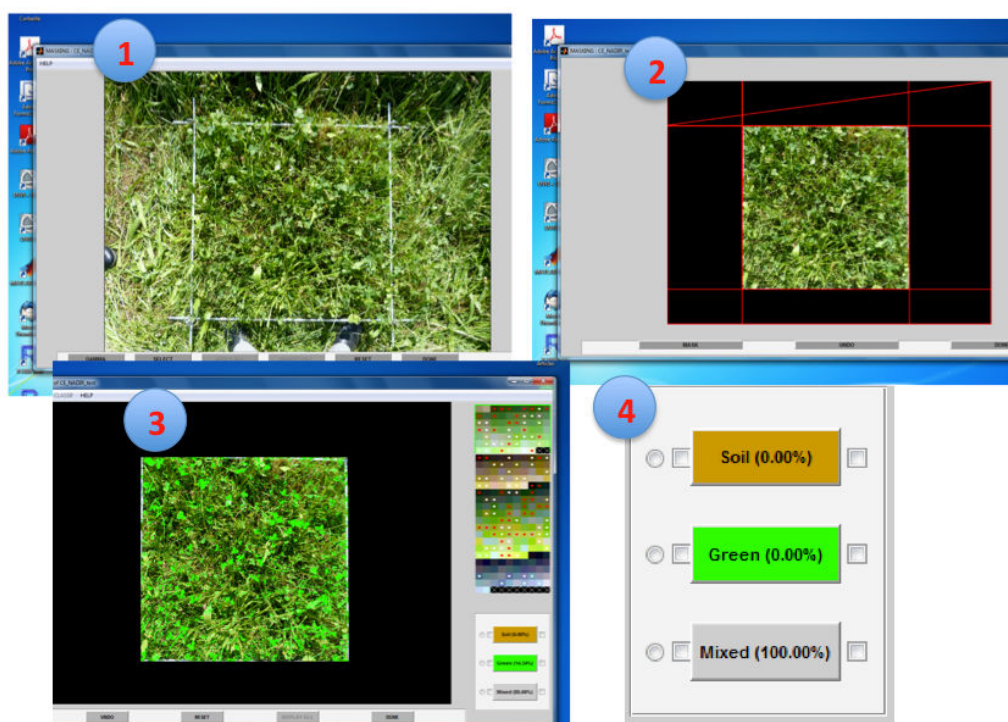


Figure 3.15 : CAN-EYE : 1. Photo de la végétation ; seule la partie délimitée par le cadre posé au sol sera traitée ; 2. La zone d'analyse est définie en sélectionnant quatre points ; 3. Résultats après exacerbation des niveaux de vert ; 4. L'interprétation des résultats se fait simplement par la lecture des pourcentages dans la case « Green », qui définit le pourcentage de place qu'occupe l'espèce sélectionnée sur la photo.

1260 ture notice de la carte des sols, (BOUTEYRE et DUCLOS, 1994).

1261

1262 3.5.2 Les données sur les engrais

1263 Des échantillons représentatifs de la diversité des engrais utilisés en Crau ont
 1264 également été collectés. Sur ces échantillons, des analyses minéralogiques qualita-
 1265 tives ont été réalisées par diffraction des rayons X au laboratoire des Sciences de
 1266 la Terre à Grenoble. Une identification des espèces minérales de ces engrais a été
 1267 effectuée sur les diffractogrammes de rayons X expérimentaux à l'aide de la base de
 1268 données ICSD.

1269 Une estimation de la quantité de fumier rejeté par les animaux pendant leurs pas-
 1270 sages dans les prairies en Septembre et Février a été faite à partir des enquêtes sur
 1271 le terrain.

1272 3.6 Les données climatiques

1273 Des données météorologiques journalières en Crau sont collectées par Météo
1274 France, température (maximum, minimum et moyenne) et précipitations depuis
1275 1960. Nous avons également utilisé pour la modélisation avec STICS des données
1276 climatiques régionalisées SAFRAN, simulées par Météo France, au pas de temps
1277 horaire et sur un maillage spatial de 8 km × 8 km (Figure 3.16).

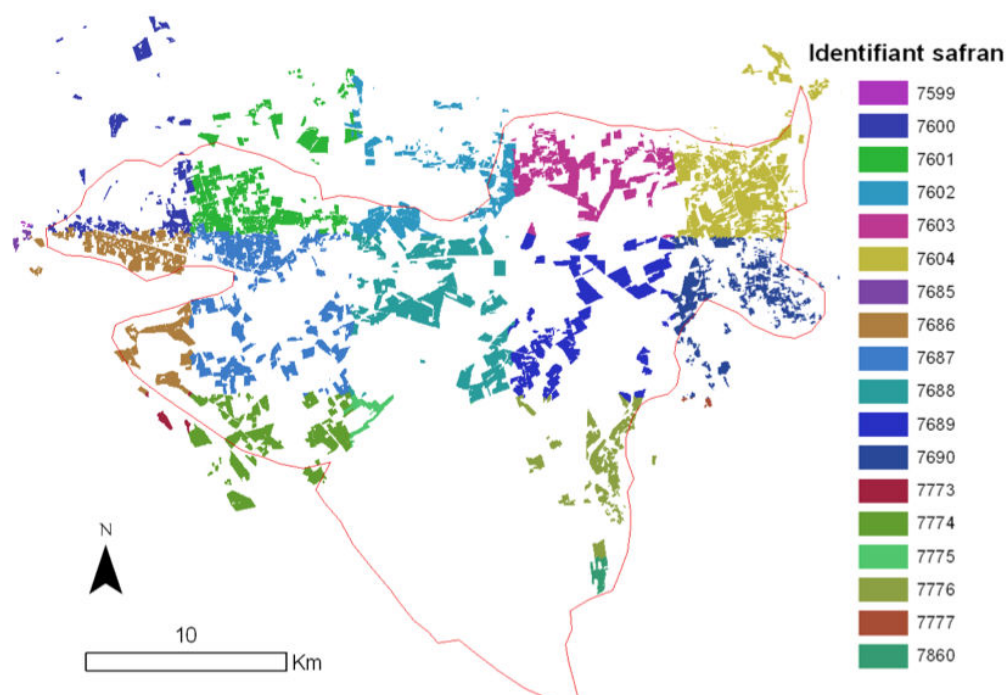


Figure 3.16 : Représentation des parcelles de foin irriguées, associées à la maille SAFRAN correspondante.

1278 3.7 Les méthodes d'analyse statistiques

1279 3.7.1 Test de normalité

1280 Nous avons utilisé le test de normalité pour voir si la distribution des données
1281 suit la loi normale. Nous avons utilisé le test de normalité Shapiro-Wilk et le graphe
1282 quantile-quantile. Lorsque le p-valeur > 0.05 nous acceptons l'hypothèse nulle H_0
1283 que la population est normalement distribuée.

1284

1285 **Test de normalité de Shapiro-Wilk**

1286

$$W = \frac{\left(\sum_{i=1}^n a_i x_{(i)}\right)^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (3.12)$$

où : $x_{(i)}$ désigne la i ème statistique d'ordre, *i.e.*, le i ème plus petit nombre dans l'échantillon ; \bar{x} : la moyenne de l'échantillon, et la constante a_i est donnée par :

$$(a_1, \dots, a_n) = \frac{m^T V^{-1}}{(m^T V^{-1} V^{-1} m)^{1/2}}$$

où :

$$m = (m_1, \dots, m_n)^T$$

1287 et m_1, \dots, m_n sont les espérances des statistiques d'ordre d'un échantillon de va-
1288 riables indépendantes et identiquement distribuée suivant une loi normale, et V est
1289 la matrice de variance-covariance de ces statistiques d'ordre.

1290

1291 **3.7.2 Test de l'homogénéité des variances**

1292 Nous avons testé la variance des données par le test Bartlett de l'homogénéité
1293 des variances. L'hypothèse nulle du test de Bartlett est que les écarts dans chacun
1294 des groupes sont identiques.

1295 Avec k échantillons de taille n_i et de variances empiriques S_i^2 .

1296 **Test d'homogénéité des variances Bartlett**

1297

$$\chi^2 = \frac{(N - k) \ln(S_p^2) - \sum_{i=1}^k (n_i - 1) \ln(S_i^2)}{1 + \frac{1}{3(k-1)} \left(\sum_{i=1}^k \left(\frac{1}{n_i - 1} \right) - \frac{1}{N - k} \right)} \quad (3.13)$$

où :

$$N = \sum_{i=1}^k n_i$$

où S_p^2 est l'estimation globale de la variance :

$$S_p^2 = \frac{1}{N - k} (n_i - 1) S_i^2$$

1298 3.7.3 Tests de comparaison

1299 Le test d'ANOVA d'un facteur et de plusieurs facteurs a été utilisé. Nous avons
1300 utilisé aussi des tests pour la comparaison multiple, graphiquement comme box plot,
1301 fondée sur les médianes dans le cas où il y a peu de données, et sur les moyennes dans
1302 le cas où il y a assez de données. Ainsi le test Tukey est utilisé en complément de
1303 l'ANOVA pour détecter les différences significatives entre chaque paire de variables :

$$1304 \quad q_s = \frac{Y_A - Y_B}{SE}, \quad (3.14)$$

1305 où : Y_A est la plus grande des deux moyennes comparées et Y_B la plus petite ; SE :
1306 l'erreur-type des données en question.

1307 Les tests pour comparer les données mesurées et simulées :
1308 le RMSE (Root Mean Square Error) calculé entre les données observées Obs et
1309 simulées Sim :

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Sim_i - Obs_i)^2} \quad (3.15)$$

1310 où i désigne l'ordre des données initiale et N est la somme des observations. Le
1311 critère de Nash-Sutcliffe a aussi été utilisé pour évaluer la reconstitution des données
1312 observées par les simulations :

$$C_{Nash} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Sim_i - Obs_i)^2}{\sum_{i=1}^n (\bar{X}_0 - Obs_i)^2} \quad (3.16)$$

1313 où \bar{X}_0 est la moyenne des observations.

1314 3.7.3.1 Tests de corrélation

1315 Des tests de corrélation des variables ont été utilisés, comme le test de corrélation
1316 des rangs de Spearman ρ (non paramétrique, $n < 30$), le test de Pearson (paramé-
1317 trique $n > 30$ idv), la matrice de corrélation et le test d'analyse en composantes
1318 principales (ACP).

1319

1320 *Spearman's rank correlation rho*

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum d_i^2}{n(n^2 - 1)} \quad (3.17)$$

1321 où : $d_i = rg(X_i) - rg(Y_i)$ est la différence entre les rangs et n est l'ensemble des
1322 observations.

1323 3.7.4 Tests d'analyse de séries temporelles

1324 D'autres tests statistiques pour analyser les séries temporelles ont été utilisés,
1325 comme le test d'autocorrélation, le test de Wilcoxon-Mann-Whitney (test de la
1326 somme des rangs pour le cas non paramétrique) et la régression linéaire.

1327 *Autocorrélation*

1328

$$\rho(k) = \frac{y(k)}{y} \quad (3.18)$$

où : $y(k)$ est la fonction d'autocovariance et k est le décalage temporel d'une fonction aléatoire stationnaire $Y(t)$ donnée par :

$$y(k) = cov\{Y(t), Y(t - k)\}$$

1329 *Test de Wilcoxon rank sum pour les données non paramétriques*

1330

$$W = \left| \sum_{i=1}^{N_r} [sgn(x_{2,i} - x_{1,i} * R_i)] \right| \quad (3.19)$$

1331 où N est la taille de l'échantillon, $x_{1,i}$ et $x_{2,i}$: les mesures, R_i : le rang.

1332 3.8 Conclusion de la première partie

1333 Le synoptique de la démarche suivie dans cette thèse est représenté sur la figure
1334 [3.17](#).

1335 Dans les chapitres suivants nous allons exposer les résultats et les discussions.
1336 La partie II regroupe les résultats obtenus sur chacun des compartiments consi-
1337 dérés dans le système étudié. Puis la partie III est consacrée aux résultats de la
1338 modélisation du système via l'intégration des différents compartiments.

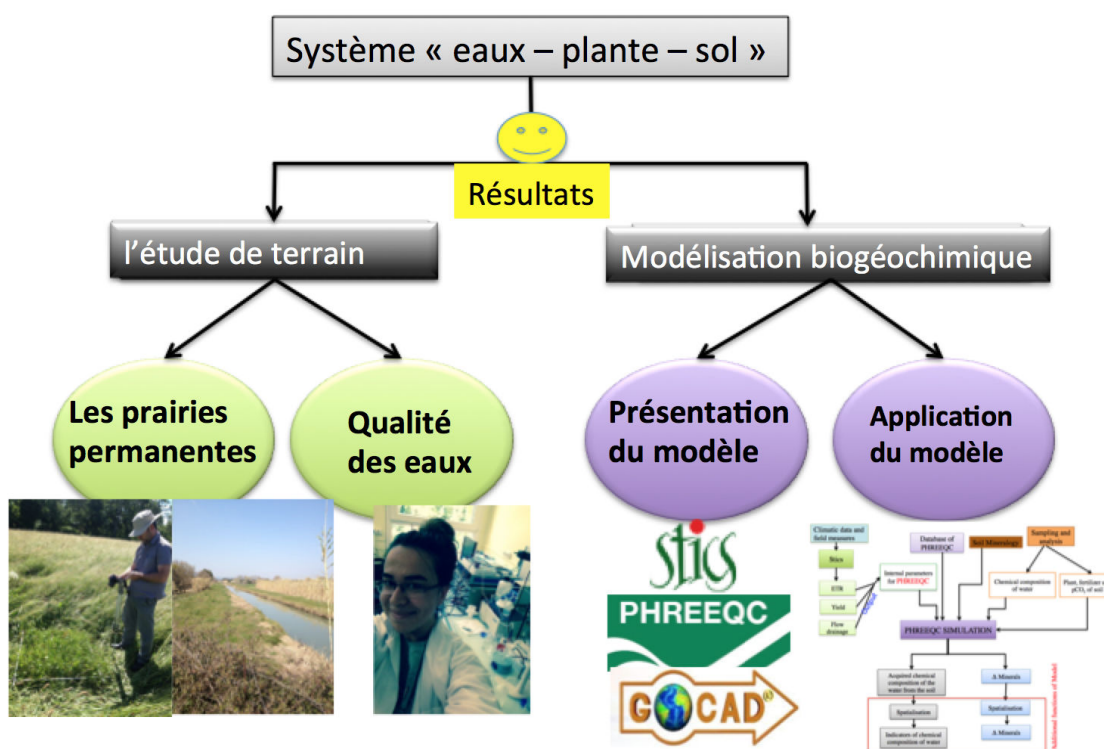


Figure 3.17 : Représentation des types de résultats en étudiant le système "eau d'irrigation - foin - fertilisation - sol - nappe"

1339

Deuxième partie

1340

Résultats et discussion : l'étude de terrain

1341

1342 **Chapitre 4**

1343 **Les prairies permanentes de Crau**

1344 Pour renseigner le compartiment "plante" du système considéré dans le présent
1345 travail, nous avons étudié la variabilité chimique des éléments minéraux dans le foin
1346 au cours du temps et pour l'année 2015, pour préciser cette variation en fonction de
1347 la composition floristique du foin et nous avons caractérisé la composition chimique
1348 et minéralogique des engrais utilisés.

1349 **4.1 Le foin de Crau**

1350 L'étude de la variabilité chimique et de la composition floristique du foin de Crau
1351 comprend deux parties :

- 1352 • une analyse historique (1960 - 2013) de la variabilité chimique ;
- 1353 • une analyse de la variabilité chimique et de la composition floristique du foin
1354 en 2015.

1355 **4.1.1 Analyse historique du foin de la période 1960–2013**

1356 Dans le contexte des changements globaux, la durabilité des systèmes de culture
1357 et de la qualité de la production est en débat. Une série temporelle de données
1358 concernant les teneurs en minéraux du foin, de la matière sèche et de la dynamique
1359 du climat (précipitations et température) a été recueillie et est utilisée ici pour
1360 aborder ces questions. Ces données sont rares, mais ici elles ont été mises à notre
1361 disposition par le Comité du foin de Crau. En effet, l'obtention et la certification
1362 AOP du foin de la Crau impose un suivi de la qualité du foin pour chaque coupe et
1363 chaque année. La base de données ainsi constituée à partir des bordereaux d'analyse
1364 du laboratoire de contrôle des fourrages, couvre la période de 1960 à 2013. Les
1365 prairies permanentes ont été implantées dans cette plaine depuis le 16^e siècle et

1366 dépendent de l'irrigation gravitaire. Les résultats ont fait l'objet d'un article publié
1367 dans le *American Journal of Agriculture and Forestry*, ci-après.

1368 En résumé, les tests statistiques montrent que la teneur en la matière sèche et les
1369 teneurs en éléments minéraux au cours du temps montrent un état stationnaire du
1370 foin. La pluviométrie est restée stable pendant cette période, mais la température a
1371 augmenté de 1,8 °C. Il n'y a pas de corrélation significative entre les précipitations
1372 et la teneur en éléments minéraux dans le foin. En outre, il n'y a pas d'impact du
1373 changement de température sur la matière sèche, et la teneur totale en éléments
1374 minéraux du foin est systématiquement plus grande dans la troisième coupe et plus
1375 petite dans la première coupe.

A Long-Term Data Sequence (1960-2013) to Analyse the Sustainability of Hay Quality in Irrigated Permanent Grasslands Under Climate Change

Gihan Mohammed¹, Fabienne Trolard^{1, *}, Guilhem Bourrié¹, Marina Gillon², Didier Tronc³, François Charron⁴

¹INRA, Avignon University, Modelling Agricultural and Hydrological Systems in the Mediterranean Environment Laboratory, Domaine Saint-Paul, Site Agroparc, Avignon, France

²Avignon University, INRA, Emmah, Campus Jean-Henri Fabre, Site Agroparc, Avignon, France

³Committee of Crau's Hay, Saint Martin-de-Crau, France

⁴SupAgro Montpellier, Domaine du Merle Center, Salon-de-Provence, France

Email address:

trolard@avignon.inra.fr (F. Trolard)

*Corresponding author

To cite this article:

Gihan Mohammed, Fabienne Trolard, Guilhem Bourrié, Marina Gillon, Didier Tronc, François Charron. A Long-Term Data Sequence (1960-2013) to Analyse the Sustainability of Hay Quality in Irrigated Permanent Grasslands Under Climate Change. *American Journal of Agriculture and Forestry*. Vol. 4, No. 6, 2016 pp. 140-151. doi: 10.11648/j.ajaf.20160406.11

Received: March 8, 2016; **Accepted:** March 18, 2016; **Published:** October 17, 2016

Abstract: Face to climate, land and water use changes, sustainability of crop systems and quality of production is in debate. Long term database concerning hay's mineral contents, dry matter and climate dynamics (rainfall and temperature) have been collected and are used here to argue these questions. Such data are scarce, but here were made available, as they were used to obtain and maintain the certification of the crop, specifically Certified Origin Product (COP) hay. Database collected cover 1960-2013 period, in Crau area, South-Eastern France. Permanent grasslands have been established in this plain since the XVIth century and depend on border irrigation. Statistical tests show that a steady state of the total mineral content and dry matter within long-term has been reached. There is no significant correlation between rainfall and mineral content in hay. Additionally, there is no impact of temperature change on dry matter. Furthermore, the total mineral content of hay is systematically the largest in the third cut and the smallest in the first cut. Our findings suggest that irrigation plays a key role for grasslands sustainability. Irrigated grasslands in Crau area appear as a model of intensive agroecology, with COP productions of high value (hay and animal productions), a crop system, created in the XVIth century and that demonstrates its resilience face to the present global changes. It is however presently jeopardized by urban sprawl.

Keywords: Crop Quality, Hay, Crau, Fertilization, Irrigation, Long-Term

1. Introduction

One of the major global challenges today is to increase food and biomass production, while reducing fertilizer and energy uses and improving water use [1]. But two driving forces impact the sustainability of agricultural systems: (i) urban sprawl that extends to agricultural land [3, 4, 5] and becomes a major threat for soil and water resources [6, 7] and (ii) climate changes, which modifies water cycle and technical conditions of crop production [8].

Face to climatic hazards, irrigation and fertilization are the

main techniques to increase and regularize crop productions, but intensive crop production usually implies large water, nutrients and energy requirements, and fertile soils. An advantage of forage production is that it grows on marginal soils [39], with limited water and nutrient requirements, is mainly based upon rainfall with sometimes complementary irrigation, little fertilizers supply, and succeeds in maintaining a correct yield to get high quality forage for livestock. But to obtain and to hold relative forage quality (RFQ), it needs special attention and management such as fertility management and historic nutrients inputs [9, 10, 11],

weed control, stage of maturity at harvest, cutting at perfect time, drying it down as soon as possible at the optimum moisture level and storage [12]. Thus quality of forage varies greatly for different farms and different climatic factors [13, 14, 12, 15]. In the last decades, changes of cultivated area allocated to grasslands and of their quality have been observed because of the change in management practices and intensification of land use, which drove to disproportionation in vegetal composition and abandonment of lands in several sites in the world [16, 17, 18, 19, 20, 21, 22].

To assess the impacts of land use and climate change on grasslands quality, time series are of great value. This paper aims to highlight chronicle data of hay quality studying whether recent climate change did actually impact the hay quality in irrigated meadows. For the first time, data of chemical analyses performed on high quality hay of pluri-specific and permanent grasslands (Certified Origin Product) over the period 1960 - 2013 are hereafter published. These

data include major nutrients (N, P, K) and many minor or trace elements, for which data are very scarce. Climatic data were collected in the same period. The aim of this paper is thus to assess whether climate change recorded in the last decades resulted in quantitative and qualitative changes in hay production: yield, dry matter content and inorganic composition.

2. Study Area

2.1. Geographical Context

Crau area lies in Provence South-East France forms a triangle of 600 km² between Arles, Salon-de-Provence and Fos-sur-Mer (Figure 1a); it was the alluvial fan of Durance River [23]. Climate is semi-arid; rainfall is less than 550 mm/year. The tree cover is quasi non-existent and the Mistral wind blows regularly with a great violence.

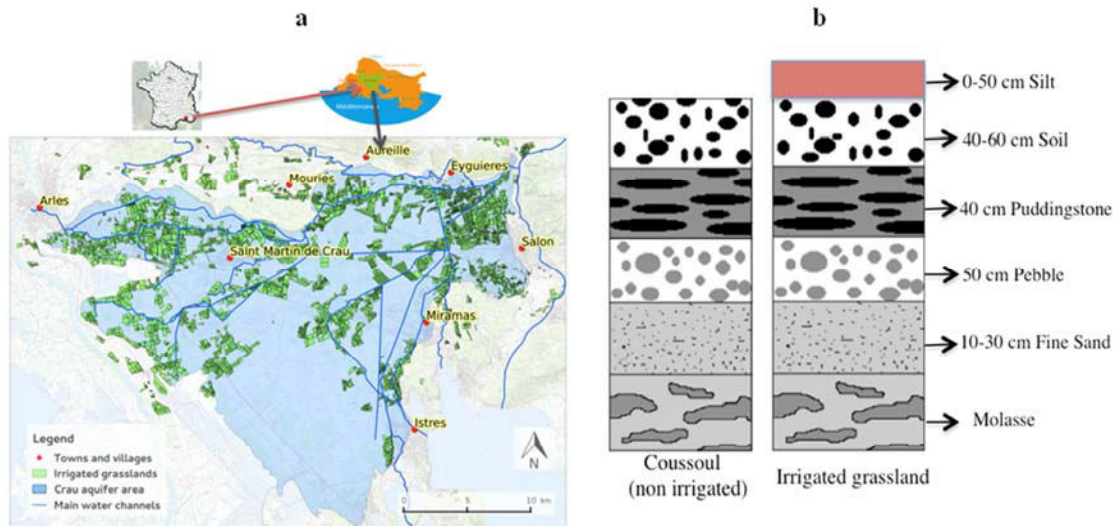


Figure 1. a. Location of the Crau area: irrigated meadow in green, irrigation network in dark blue, aquifer extension in light blue irrigation. b. Soil horizons of Crau plain, note that Coussoul does not have silt horizon that was deposited by irrigation

In the XVIth century, Adam de Craponne, an engineer of Renaissance, built up a channel bringing water of Durance River to the Crau area. Gradually, secondary channels emerged, which now constitute a dense network of channels, up to 80 km, hence enlarging irrigated area [24]. A part of the Crau area, called “dry Crau”, locally called Coussoul, continues to be occupied by natural steppe (9,200 ha); the remaining “wet Crau” is an irrigated area and occupied mostly by permanent grasslands. Meadow irrigation (15,000 ha), in excess of crop requirements, is responsible for about 70-80% of total recharge of the aquifer (550 km³) [25, 26, 27]. This groundwater is exploited as a source of drinking water, industries uses and orchards irrigating.

Pebbles deposited by the Durance River were cemented by calcium carbonate to form a petrocalcic duricrust, i.e. a pedogenetic puddingstone. This latter is cracked, due to present active tectonics. Soils developed on this puddingstone are calcic luvisols [28, 29] with a topsoil of 40-50 cm thick, containing a large content of pebbles [30] (Figure 1b). Due to

silt input from the Durance River through irrigation channels, the topsoil was progressively enriched in fine fraction, and an irrigated A horizon formed, which is richer in minerals and trace elements, on which grows grassland. The silt input was estimated to be about 1.5 kg/m³ through irrigation period from April to September [31]. This input minimized after the construction of Serre-Ponçon dam in the 1960s.

2.2. Hay Characteristics in the Crau Area

Hay production is only possible in the Crau by surface irrigation. This area produces high-value hay with a Certified Origin Product (COP) label (in French AOP) that replaces the AOC label at European level since 1997, and this hay is exported all around the world. The COP designation requires chemical quality monitoring and the analytical determination of the main inorganic content for each cut. These analyses, except N, P, K, are not practiced on the hay and literature on mineral contents in other cultures are very rare (*e.g.* [32] or [33] in rice crop) except in the case of study of contamination

by metals or metalloids capable of accumulating in parts of the plant intended for animal or human food (e.g. [34, 35, 36]). Diehl and others [37] in 1942 proved, after using several kinds of chemical manure, that the best results to get high quantity and quality of hay were obtained by supplying only P_2O_5 and K_2O . But potassium induces changes in hay floristic composition and yield [31]. Fertilisation is limited to compensating inorganic exportation by crops.

In Crau area, four cuts per year are harvested. In May, the first hay cut, dominated by grasses, is particularly suitable for feeding horses and fattening cattle. In June-July, the second hay cut, balanced by grasses and legumes, is mainly for cows and sheep, because it increases their milk yield. In August-September, the third hay cut, dominated by legumes, gives excellent results on sheep and goats by increasing milk production. In autumn and during the winter, the fourth and last hay cut, less rich in mineral nutrients and with a low value of digestibility, is grazed directly by sheep [38]. Thus the passage of sheep fertilizes grasslands with dung and urine, which represent a bulk mass of about 10.000-15.000 kg/ha [31].

The flora of meadows consists of approximately twenty different species [39, 40]. For instance some species of the Crau flora are grasses (*Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata* L, *Festuca pratensis*, *Lolium tenue*, *Holcus lanatus*, *Poa trivialis*), legumes (*Trifolium repens* L, *Trifolium pratense*, *Lotus corniculatus* L, *Medicago lupulina*, *Vicia cracca*) and other various plants like *Leontodon proteiformis*, *Daucus Carota*, *Pastanica sativa*, *Taraxacum officinale*, *Plantago lanceolata*, *Galium mollugo*, *Ranunculus acris*.

2.3. Global Change Analysis

Global change scenarios were analyzed in Crau area for 2025-2035 as a future period [26, 27, 41]. These scenarios were based on recorded and simulated data from the previous IPCC exercise (scenarios A1B, B1 and B2) of the climate, and surveys and simulated data of land use change. Some of key findings are: (i) temperature has increased since 1980 with a rate of 0.5°C each 10 years; this trend continues in the mid-term horizon (i.e. 2025-2030); (ii) annual precipitation has not changed significantly since the beginning of the 19th century; (iii) reference evapotranspiration ET_0 , computed using the FAO56-PM method [42] has increased in the recent past and will increase significantly in the near future (around 1.5 – 2 mm/year); (iv) irrigated grassland area will decrease by 6 to 11 % in 2030; because of replacement of irrigated grasslands by other land uses, specially urban areas, which jeopardize the sustainability of groundwater and permanent grassland.

3. Methods

3.1. Data Set of the Hay

The database was constituted by collecting all analytical reports, which were conducted at the request of Committee of

Crau's Hay (Comité du foin de Crau) since 1960. Hay analyses were carried out on all kinds of Crau meadow between 1960 and 2013 with various replicates each year (Annex A); 108 points of analysis were collected. The dataset, however, has shortcomings: some years the analysis program was reduced only to dry matter (DM), total nitrogen (TN) and total inorganic contents (TM). Total inorganic content (TM) is the sum of the following elements (P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu, Zn); total nitrogen (TN) consists essentially of protein and non-protein (amides, amines). It also shows availability with 2 to 5 replicates by hay cut depending on the year.

Due to a particularly harsh winter that froze the meadows, a special attention was paid to the quality of the first cut of hay in 2012. Thus a set of values for 15 different samples was available in 2012.

3.1.1. Sampling Protocol Used to Performed Hay Chemical Analysis

Every year collection of samples was made by Committee of Crau's Hay. Firstly, the method consisted of collecting hay's samples from 13 producers of hay, covering all municipalities in the Crau area. Hay bales were chosen in the same conditions of harvesting and storage, such as drying in good weather, free of unwanted plants, cutting and storage in the shed up during 4 days maximum and excluding the bales of lower ranks or of the sides outer of the lot. These precautions were taken to get samples as homogeneous as possible and to avoid sampling too oxidized or too wet bales (i.e. contact with the ground, too much light). Before drilling, the bale surface was scratched to remove the most oxidized hay. Then the sample was collected from the front face of the bale. Each sample weighs 20 g. These operations were repeated on 10 bales randomly selected for each producer and the collected 10 samples were mixed well in a bucket before putting the final sample in a plastic bag for the laboratory. Air was expelled before closing the bag to limit sample dehydration. The final sample weighed on average 200 g [40].

3.1.2. Laboratory Analysis Methods

Analyses were all conducted in the same laboratory (LANO, Laboratoire des Chambres d'agriculture de l'Interprofession Laitière de Basse Normandie in St Lô, certified by the french Ministry of Agriculture) over the entire period investigated (from 1960 up to now). This has the advantage that, even if the methods of analysis evolved over time, inter-calibrations were made in a normative framework.

DM was determined by the BIPEA EC 77 M 0510 method after drying samples in an oven at 103 °C for 24 hours. TM was established following NF V 18-101 norm. TN was determined by Kjeldahl method. Ca, Mg, P, K, Na, Cu, Zn, Mn and Fe were analysed before 1980 by spectrometry, and since 1980 by ICP after mineralization by dry way.

3.2. Meteorological Data (1960-2014)

For two climatic stations in the Crau area, daily data of rainfall intensity (mm) and temperature °C (min, max, mean) for the period (1960-2014) were collected from Météo France database and Climatik (INRA Data).

3.3. Statistical Analysis

Statistical analysis was performed for the study period (1960-2013) on all analytical chemistry chronicle data for each hay cut and for climatic data using the R software® and Matlab® code. Test of normality and variance calculations were performed on each set of data. The comparisons of average values of each variable were performed using Tukey test. Correlation tests between variables were performed using Spearman's rank correlation rho. The analysis of time series was performed both by autocorrelation tests, by

Wilcoxon rank sum test with continuity correction, and by linear regression to define the trend and the stationary [43]. P <0.05 denoted statistically significant differences.

4. Results

4.1. Climate Data

Rainfall shows low levels in summer (June to August; Figure 2a), and no significant trend with time. Evidence for this is given by computing the moving average for five years (5-yr) of rainfall for the study period (1960-2013) (Figure 2b). The linear regression ($Rainfall = a + b Year + u$) is non significant (NS) at level 0.05. Conversely, the trend of temperature (min, max, mean) is very significant over the study period with p-value < 0.01**, with a positive increase about 1.89°C for the whole period (Figure 2c).

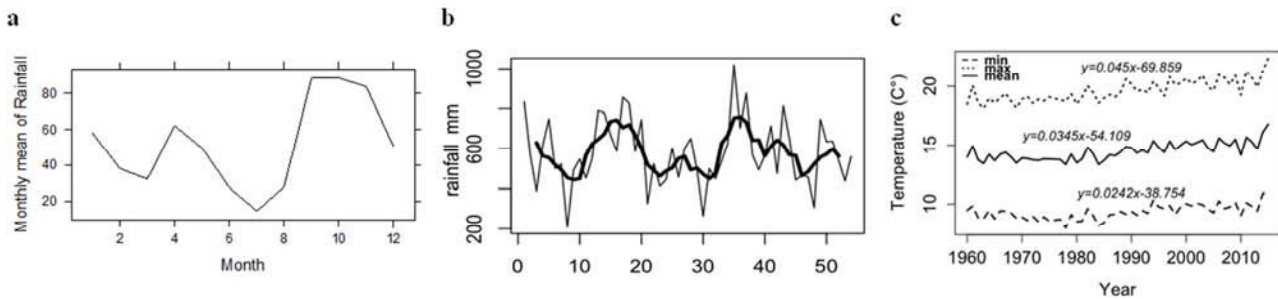


Figure 2. In Crau area: a. Monthly average of rainfall for (1960-2014); b. Moving average (5-yr) of rainfall for (1960-2014); c. Temporal variation of minimum, maximum and average temperature for (1960-2014).

4.2. Hay Data

4.2.1. Global Analysis

Average values for the period 1992 to 2003, when the dataset is the most complete are given in Table 1.

Table 1. Average values (1992-2003) of chemical analyses of hay for each cut.

	DM	TM	TOM	TN	S	P	Ca	Mg	K	Na	Cu	Zn	Mn	Fe
Cut 1	91.3	8.3	91.7	9.9	1.7	2.6	8.2	2.3	14.1	2134.7	6.6	38.9	61.4	499.2
Cut 2	91.7	10.3	89.7	12.4	2.6	2.9	10.9	3.0	19.7	2379.1	5.8	27.7	39.6	206.6
Cut 3	90.9	10.5	90.3	12.3	2.1	3.1	12.9	3.2	15.5	3190.5	7.9	32.2	47.3	365.7

DM: Dry Matter in g/100g, TM: Total of Mineral content in %DM, TN: Total Nitrogen in %DM, TOM: Total Organic Matter in % DM; P, K, Ca, Mg and S in g/kg of DM; Na, Cu, Zn, Mn and Fe in mg/kg of DM.

Table 2. Average values of chemical composition and dry matter of Crau hay (1960-2013).

	DM	TM	TOM	TN	P	K	Ca	Mg	S	Na	Cu	Zn	Mn	Fe
Cut 1 Mean	91.17	8.00	90.50	9.17	2.20	15.55	7.89	2.14	1.68	2228.26	5.37	25.48	49.45	327.61
Sd	3.75	0.88	4.95	3.04	0.35	2.89	2.17	0.45	0.52	722.46	1.88	25.85	16.54	230.08
Cut 2 Mean	91.44	9.50	90.34	12.49	2.79	17.42	10.80	2.79	2.52	2212.22	6.26	23.82	47.84	226.12
Sd	2.18	1.11	1.54	2.04	0.44	3.29	2.43	0.49	0.69	830.95	1.64	4.77	16.66	112.82
Cut 3 Mean	90.94	10.37	90.65	13.37	3.21	15.00	13.24	3.43	2.32	3507.40	8.57	33.20	47.60	394.78
Sd	1.38	0.80	1.83	1.90	0.53	3.08	1.95	0.38	0.63	806.65	1.30	4.73	12.71	165.60

Cut 1: first cut, Cut 2: second cut, Cut 3: third cut, DM: Dry Matter in g/100g, TM: Total of Mineral content in %DM, TN: Total Nitrogen in %DM, TOM: Total Organic Matter in % DM; P, K, Ca, Mg and S in g/kg of DM; Na, Cu, Zn, Mn and Fe in mg/kg of DM. Sd = Standard Deviation.

For this period elements can be divided into three groups according to their change from first to second and third cuts:

- N content increases from Cut 1 to Cut 2, and stays constant from Cut 2 to Cut 3;
- P, Ca, Mg and Na contents show a monotonic increase from Cut 1 to Cut 3;
- S and K contents increase from Cut 1 to Cut 2 and then decrease from Cut 2 to Cut 3;
- TOM, Fe, Mn, Zn and Cu content decrease from Cut 1 to Cut 2 and then increase from Cut 2 to Cut 3.

Table 2 presents averages and standard deviation (Sd) of all values over 1960 - 2013 period.

4.2.2. Dry Matter Change

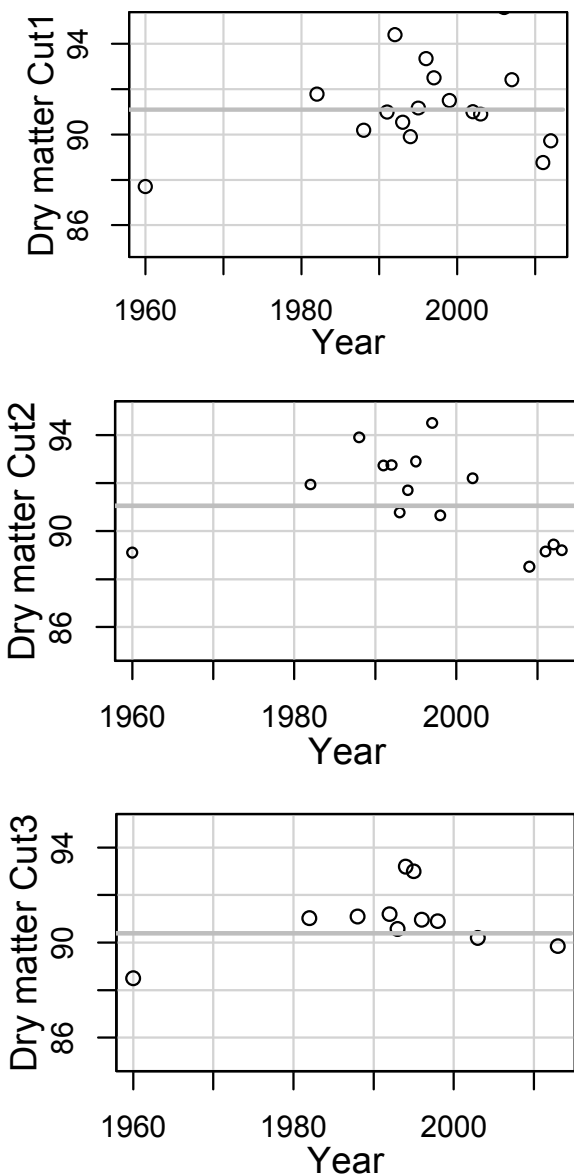


Figure 3. For three cuts, distribution of annual values of dry matter (g/100g) around the average of all years between 1960 and 2013; note that homogeneity distribution of dry matter over years. In third cut dry matter is smaller than first and second cuts, whose floristic composition consists of more grasses and less legumes.

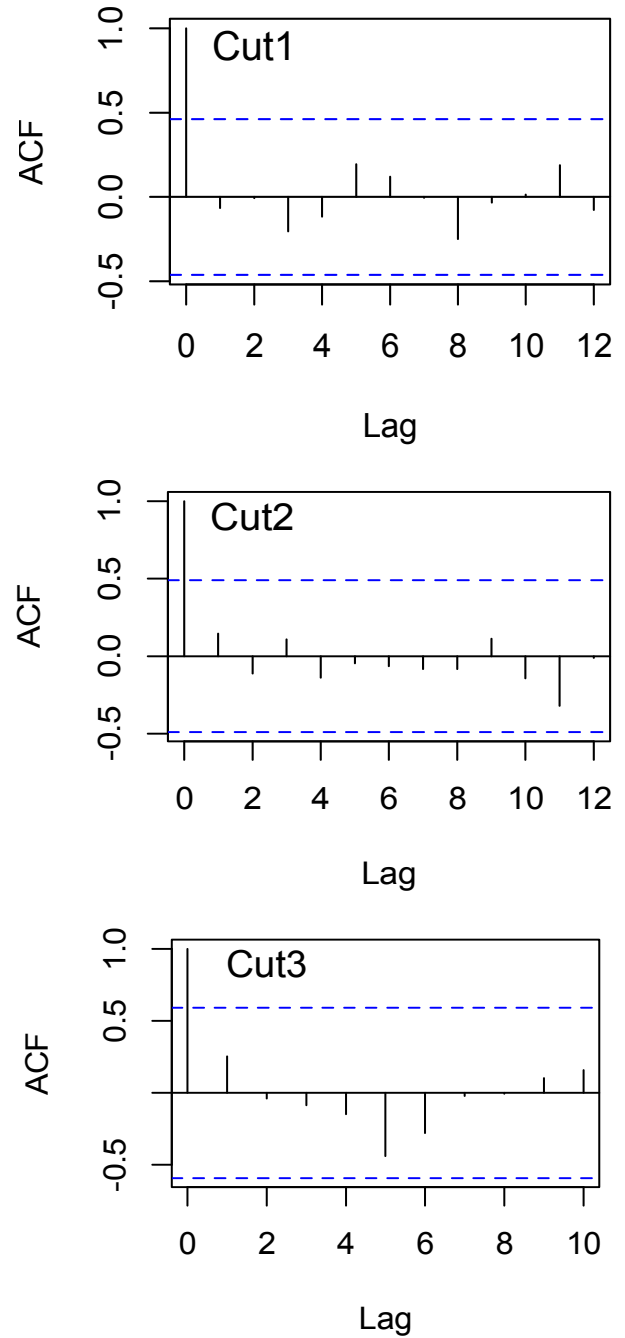


Figure 4. Autocorrelation of dry matter for three cuts through 1960 to 2013. The two dashed lines are the limits of the confidence interval ($P=0.05$) of autocorrelation function (ACF) test; note that DM content is independent from a year to year.

The dataset of dry matter (DM) from 1960 to 2013 was treated as a time series (Figures 3 and 4). DM of the third cut is significantly smaller than DM of first and second cuts (Figure 3), which can be ascribed to its different floristic composition: it consists of less grasses relatively to legumes, and water content of legumes is larger [39]. For each cut, DM changes over time are not significant (NS) and DM remained constant from 1960 to 2013. Evidence for this is the fact that no autocorrelation from year to year was observed when considering all values of DM included in the considered

interval in (Figure 4): DM for every year is independent of the previous one. Finally, the trend and the stability of DM was tested by Wilcoxon rank sum test with continuity correction and by linear regression, for all cuts p -value > 0.05 indicating no definite tendency.

4.2.3. Special Case of Year 2012

Nevertheless, according to the Committee of Crau’s Hay, 2012 was not a good year for hay Crau, especially for the first and third cut. There were several reasons for low levels in production, such as unfavorable weather conditions during winter and grasslands have been flooded and have not received water for four months straight, which led to the floristic balance change in the first cut. This bad weather took away some legumes grassland, particularly due to freezing of February. Producers have suffered a significant loss of yield: in 1st cut, they harvested 20 to 30% less than a normal year [38], and the main reason belongs to the change in the species composition with the disappearance of legumes. For second cut the mineral contents (mainly calcium and phosphorus) were higher.

4.2.4. Total Mineral Contents

TM of hay increases as: $Cut\ 3 > Cut\ 2 > Cut\ 1$ with significant differences. According to Shapiro-Wilk normality test, TM values are not significantly different from values normally distributed. In addition, according to Bartlett test of homogeneity, variances of the three cuts are not significantly different. Thereby averages of TM of three cuts were compared using primarily plot of averages: differences are significant (Figure 5) and demonstrated by Tukey test (Figure 6), as the value 0.5 is out of the confidence intervals. For each of three cuts, TM was constant from 1960 to 2013. Temporal variation of TM from 1960 to 2013 period was tested by Wilcoxon Test. All p -values are larger than 0.05: 1, 0.50, 0.22 respectively for Cut1, Cut 2 and Cut3, so the null hypothesis (H_0) is accepted, TM does not significantly change over time.

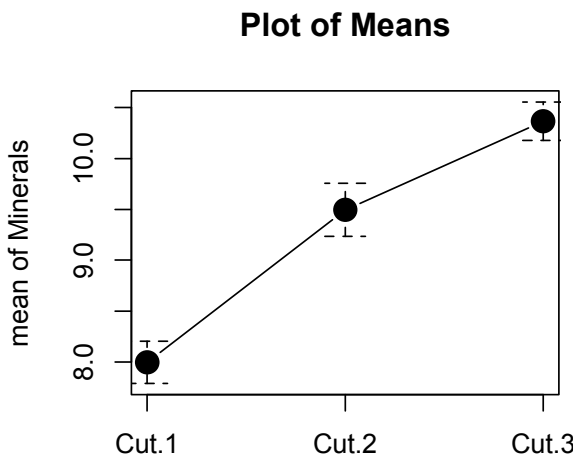


Figure 5. Plot of means and standard deviation of total mineral contents (TM) in Crau hay. TM (in g/100g of DM) follows the sequence Cut 1 < Cut 2 < Cut 3.

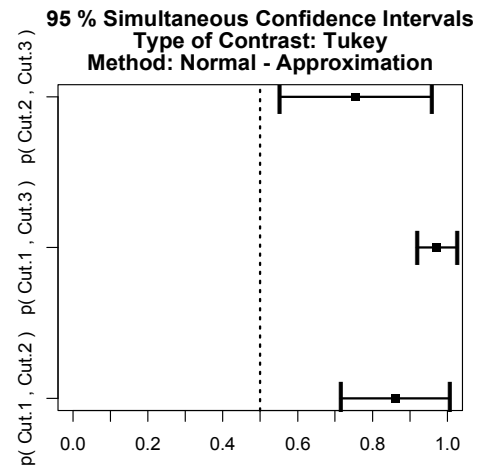


Figure 6. Tukey plot of the total mineral contents in Crau’s hay; TM = total mineral content in g/100g of DM. This plot shows the significance of multiple comparisons of three cuts.

4.2.5. Nitrogen, Phosphorus, Potassium (NPK) and Other Elements

N and P follow the sequence $Cut\ 1 < Cut\ 2 < Cut\ 3$, while K the sequence $Cut\ 1 < Cut\ 2 > Cut\ 3$ (Figure 7).

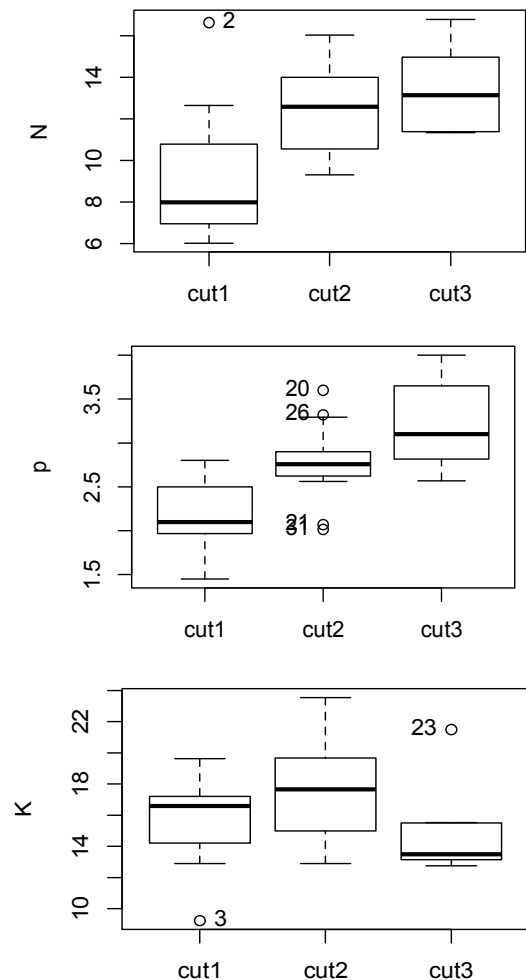


Figure 7. Box Plot of N, P, K values for three cuts of Crau’s hay; N: total nitrogen in g/100g of DM; P, K in g/kg of DM.

For each cut, no significant change in N, P, K contents with time was observed. Evidence for this is given by autocorrelation test and Wilcoxon rank sum test, with p-

values > 0.05 for all data. Medians of three cuts were compared using Boxplot (Figure 8).

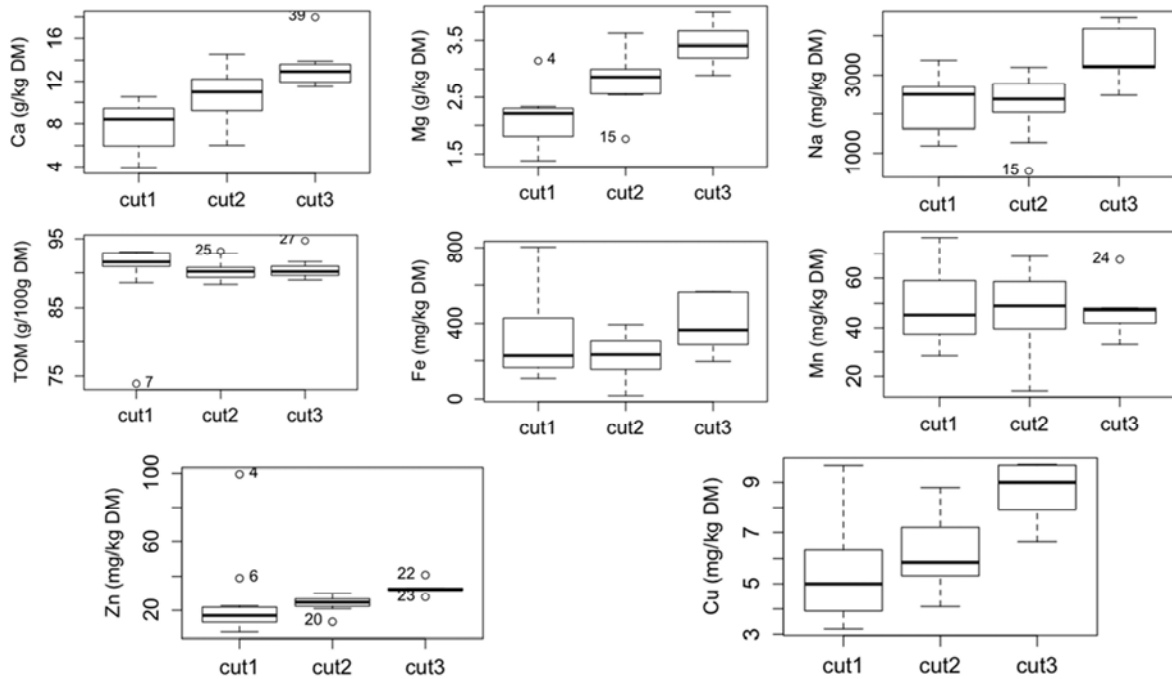


Figure 8. Boxplot of Ca, Mg, Na, TOM, Fe, Mn, Zn and Cu values for three cuts during (1960-2013). TOM: Total Organic Matter in g/100 g of DM; Ca, Mg, K in g/kg of DM; Na, Cu, Zn, Mn and Fe in mg/kg of DM.

According to Tukey test the averages of Ca and Mg of three cuts were significantly different and follow the sequence Cut 1 < Cut 2 < Cut 3. For Na and Cu concentrations were significantly larger in the third cut : Cut 1 = Cut 2 < Cut 3. Other averages of three cuts for TOM (Total Organic Matter), Fe, Mn and Zn were not significantly different. Elements that show the same behaviour between three cuts can be gathered into four groups:

- N, P, Ca, Mg;
- Na, Fe;
- Zn, Cu, Mn;
- K.

The stability of all elements over (1960-2013) period was calculated by Wilcoxon rank sum test (Table 3). Thereby Zn* changes significantly in three cuts over time, for Ca**, Mg*

and Na* the change is only in the second cut, for TOM** in the first and third cut. As floristic composition changes between three cuts and as climatic conditions can influence element allocation among plant organs, by changing concentrations of elements associated with plant metabolism or by affecting vegetation species composition [44, 45, 46], correlation coefficients between elements were computed. Significant correlations ($r > 0.8$) are not observed for the whole population, but are observed when considering separately each cut: between Mg and Na for all cuts, between Mg and Zn for Cut 1. For Cut 3, significant positive correlations are much more numerous: between Cu and Ca, Cu and Mg, Ca and Mg, Ca and Zn; significant negative correlations are observed between Ca and Fe, Zn and Fe.

Table 3. Wilcoxon rank sum test for trend of Ca, Mg, Na, TOM, Fe, Mn, Zn and Cu, model P-value.

	Fe	Cu	Mn	Zn	Ca	Mg	Na	TOM
Cut 1	0.530	0.764	0.764	0.013*	0.053	0.059	0.380	0.004**
Cut 2	0.380	0.380	0.764	0.021*	0.004**	0.028*	0.038*	0.425
Cut 3	0.173	0.173	0.173	0.012*	0.234	1.000	0.173	0.004**

*Denotes Wilcoxon test is significant ($P < 0.05$). ** Denotes Wilcoxon test is very significant ($P < 0.05$) and ($P < 0.01$), respectively.

4.3. Relation Between Total Mineral Contents (TM) and Rainfall, Test of Correlation

Rainfall is abundant within first cut of hay and it decreases within second and third cut, so hay growth depends

significantly on irrigation water for the last two cuts. This led us to investigate the correlation between hay mineral content and rainfall amount according to three months of accumulated rainfall before each cut and to yearly rainfall over years. Spearman's rank correlation test showed that the rainfall and total mineral are weakly positively correlated for

the first cut ($\rho = 0.3893$, p -value = 0.15), weakly negatively for the second ($\rho = -0.41099$, p -value = 0.14) and the third ($\rho = -0.2833$, p -value = 0.46). Comparison with the Spearman's rank table leads to conclude that the correlation is not significant. As a result, rainfall has a negligible impact on hay quality.

5. Discussion

5.1. Global Changes Impact on the Hay Crop

Climate changes observed from 1960 to present, despite a temperature increase as high as 1.89 °C have no impact on the hay crop. Our results are in line with some previous findings of no change in production under warming in a temperate steppe in northern China [47] or where no significant interactions between warming, altered precipitation and clipping were observed [48] but differ because decreases of the yield were observed [48, 49]. Both dry matter content and hay quality in Crau area were stable through time, at least as an average on all species present in hay. Therefore, the Crau system is resilient face to climatic change. This can be ascribed to crop system based upon water control by irrigation and fertilization.

5.2. Steady State of Dry Matter and Chemical Composition of Hay Through Long-Term

Annual values of dry matter content are evenly distributed through all years, and constantly ordered (Cut 1 > Cut 2 > Cut 3), despite significant changes in temperature from 1960 to 2003. However, increasing of drought and potential evapotranspiration may depreciate forage quality and production [50], but the steady state observed in Crau area can be ascribed to irrigation. Water stress is prevented by irrigation [51] and water supply by irrigation contributes to increase the resilience of the crop system and locally mitigates climate variations in the meadows by buffering air and soil temperatures and moisture variations.

Good management strategies, practices and techniques in permanent grassland maintain the sustainability of production over years and floristic biodiversity. Production and biodiversity are linked, as any alteration in floristic composition would lead immediately to change in production [52]. There are about 20 species in Crau area, the three cuts divide the year in four growth periods and prevent large changes in floristic composition from year to year. More specifically, floristic composition is strongly influenced by nitrogen inputs and by water stress [53]. In the crop system of Crau's grasslands, both N and water inputs are controlled. Fertility management with an annual supplement of mineral fertilizers (P, K), organic manure brought by sheep grazing and prohibition or drastic limitation of nitrogen fertilizer supply prevent loss of diversity.

Optimal levels of practices in Crau have interestingly a role in the resilience of grassland's capability to supplying continuous high value hay in long-term through technical arrangements that are constrained by professional regulations

and quality label (COP).

5.3. Irrigation Contributes to Get High Mineral Content of Crau Hay

Total mineral contents of Cuts 1 to 3 show a steady state since 1960, with a constant hierarchy Cut1 < Cut2 < Cut 3. Hay Crau is very rich in mineral components for all cuts. These results converge with earlier studies [37, 31], who analysed the floristic composition and mineral contents for the three cuts in Crau area and showed that chemical content of hay follows as well the sequence: Cut 1 < Cut 2 < Cut 3. The increase of mineral content from the first to the third cut can be explained by the increasing influence of irrigation water with respect to rainwater. Growth of the first cut starts in March based on rainfall, thus there is no significant quantity of irrigation added. Growth of the second cut is in May, a period based on rainfall and irrigation at same time. Growth of the third cut in July depends entirely on irrigation.

Irrigation water has an initial chemical composition directly derived from Durance river [31, 25], then it is concentrated by evaporation, it equilibrates with the soil atmosphere, while dissolving some calcite, which explains the composition of soil solution [25]. Next, the soil solution dissolves mineral fertilizers and supplies more nutrients to plants. Consequently the amount of nutrients provided by irrigation water is the largest in the third cut. This means that the largest content of mineral in the third cut comes from the effect of the quality of irrigation water; another factor is the larger percentage of legumes, which contain more inorganic elements than grasses [54, 55].

6. Conclusion

Till now, there was no impact of climate change in permanent grassland, neither quantitatively, nor qualitatively, at least when considering the average composition of hay. No interannual evolution is observed for dry matter and for most chemical elements. There is no relationship between rainfall and chemical content of hay. Irrigation waters play a key role in hay quality. The stability of yield, of composition of the three cuts, and of the constant hierarchy of mineral content of the three cuts (Cut 1 < Cut 2 < Cut 3) can be ascribed: i) to the control of fertilization (P, K inputs as fertilizers, manure input by sheep grazing and input by irrigation water), and the limitation of N input; ii) to the prevention of water stress by irrigation. Both controls maintain the floristic composition of hay.

Ultimately, the resilience of the agro-system despite a climate change with a temperature increase as high as 1.89°C can be ascribed to the skill of the farmers and to the technical regulations embodied in the Crau's hay quality label (COP). The next step will be now to analyze separately the different species of hay to check if these general conclusions apply differently to the floristic components.

Acknowledgements

¹³⁸⁴“Comité de Foin de Crau” is gratefully acknowledged for providing data of hay analysis. The authors thank and appreciate help from Mohammed Boutahar (Mathematics Institute of Marseille), Benoît Jaillard (ECO&SOLS

(SupAgro-CIRAD-INRA-IRD), and Rachid Senoussi (Biostatistique & Processus Spatiaux INRA Avignon) for their useful contribution in statistic discussions. The authors thank the anonymous reviewers, who contributed by their suggestions to improve the quality of the paper.

Annex A

Table A1. Chemical analyses of hay in Crau area (1960-2013) for Cut 1.

	Dry matter	TOM	TN	S	P	Ca	Mg	K	Na	Cu	Zn	Mn	Fe
Year	g/100g	% of DM	% of DM	g/kg DM	g/kg DM	g/kg DM	g/kg DM	g/kg DM	mg/kg DM	mg/kg DM	mg/kg DM	mg/kg DM	mg/kg DM
1960	87.7				2.0	7.4							
1982	91.0	90.9	10.6		2.8	10.5	2.2						
1982	91.8	90.9	10.6	2.2	2.8	10.5	2.2	18.3	2500.0	6.0	19.4	56.6	358.0
1991	89.2		5.7		1.4	6.5							
1991	92.1		5.4		1.5	3.3							
1991	91.7	88.6	6.9										
1992	95.2	93.7	7.2	0.9	1.5	4.8	1.8	9.2	1260.5	4.2	12.6	76.7	327.7
1992	93.6	92.3	6.9		2.4	4.5							
1993	90.7	92.5	10.1		2.7	8.8							
1993	89.7	91.0	13.5		2.8	9.5							
1993	91.3	89.7	9.2		2.3	8.7							
1994	89.9	90.2	9.8										
1995	91.1	92.3	8.6										
1995	91.2	93.5	6.9										
1996	94.4	57.1	1.8										
1996	92.3	90.8	10.4	2.2	2.6	10.5	2.3	16.9	2707.7	9.6	22.6	40.7	226.6
1999	91.5	91.5	12.6	2.4	2.5	10.4	3.2	12.9	3382.5	6.7	99.5	53.6	639.3
2003	90.9	93.0	7.7	1.4	2.1	5.5	1.8	17.3	1188.1	5.9	21.1	74.8	803.1
2006	94.6	92.6	6.1	1.6	1.2	6.4	2.1	17.2	931.1	3.8	13.9	20.5	94.6
2006	96.2	92.5	8.4	2.0	2.3	14.3	3.0	12.4	4334.1	4.5	15.3	28.4	134.1
2006	96.0	93.7	6.0	1.5	2.5	6.4	1.9	13.7	2634.9	2.7	11.2	36.2	187.5
2007	92.4	93.1	6.1	1.2	2.4	3.9	1.4	19.6	1340.0	3.2	7.5	31.7	105.8
2009	96.9	91.4	12.7		2.4	9.4							
2011	70.1		9.2		2.4	10.2	2.4	14.3					
2011	88.8		8.3		2.0	8.6	2.1	15.1	2680.0	5.0	17.0	38.0	188.0
2012	88.8		8.3		2.0	8.6	2.1	15.1	2680.0	5.0	17.0	38.0	188.0
2012	88.2		5.9		1.8	8.0	2.0	14.3	3270.0	3.0	13.0	26.0	180.0
2012	88.8		8.7		1.8	7.5	1.7	18.7	1430.0	4.0	14.0	32.0	125.0
2012	91.7		5.6		2.0	5.8	1.6	17.6	910.0	3.0	10.0	34.0	190.0
2012	88.3		11.4		2.4	10.1	2.4	17.8	3140.0	5.0	14.0	43.0	166.0
2012	92.2		6.4		2.3	7.5	1.9	16.2	2730.0	3.6	12.0	38.0	385.0
2012	91.8		6.9		2.4	8.0	2.4	17.2	2390.0	10.7	16.0	32.0	202.0
2012	90.0		8.3		2.4	11.0	3.1	20.0	2330.0	5.0	22.0	42.0	149.0
2012	88.9		7.9		2.1	11.5	2.5	15.5	4220.0	4.1	16.0	48.0	313.0
2012	88.9		10.1		1.3	9.3	2.4	18.8	3260.0	5.7	21.0	48.0	107.0
2012	87.8		8.2		2.7	7.9	2.1	17.7	3240.0	3.6	14.0	35.0	67.0
2012	90.9		9.4		1.6	7.6	2.2	17.0	2420.0	4.2	17.0	32.0	104.0
2012	91.2		7.6		2.2	9.3	2.3	15.6	2390.0	3.7	17.0	34.0	445.0
2012	88.0		7.9		2.2	9.9	2.0	20.2	4290.0	3.5	15.0	35.0	181.0
2012	90.3		7.2		2.1	8.1	2.0	14.8	2910.0	3.4	13.0	37.0	254.0
2013		93.2			1.7	5.3	1.9	17.2	1640.0	3.7	12.3	44.6	92.0
2013		92.6			1.9	7.6	1.7	16.0	2180.0	3.5	13.4	45.9	135.0

TOM= Total Organic Matter, TN=Total Nitrogen content.

1385

Table A2. Chemical analyses of hay in Crau area (1960-2013) for Cut 2.

	Dry matter	TOM	TN	S	P	Ca	Mg	K	Na	Cu	Zn	Mn	Fe
Year	g/100g	% of DM	% of DM	g/kg DM	g/kg DM	g/kg DM	g/kg DM	g/kg DM	mg/kg DM	mg/kg DM	mg/kg DM	mg/kg DM	mg/kg DM
1960	89.1				2.7	11.0							
1982	91.0	88.9	13.2		2.8	10.9	2.6						
1982	91.9	89.0	13.2	2.3	2.8	10.9	2.6	12.9	2800.0	8.2	24.7	65.6	394.0
1991	92.7		9.3		8.6	8.1							
1992	93.8	89.8	9.4		2.9	11.0							
1992	91.7	90.6	9.9		1.2	13.7							
1993	89.1	94.6	14.2										
1993	92.1	89.8	10.9										
1993	91.5	82.4	15.1										
1993	90.4	89.2	14.0										
1995	92.9	90.4	10.6		2.9	11.3							
1997	94.6	89.6	13.0	2.8	2.2	7.9	2.9	17.6	2431.3	5.3	24.1	59.7	139.5
1997	94.4	89.7	15.1	2.3	3.2	7.0	2.8	18.6	2224.6	6.0	25.3	26.4	167.9
1998	90.7	88.3	14.4	2.1	3.3	14.6	2.8	23.6	2774.4	4.3	26.7	14.3	17.7
2002	92.2	92.8	16.0	3.6	2.7	6.0	1.8	19.7	538.0	8.8	29.9	38.0	232.1
2006	96.0	90.8	11.6	3.4	3.6	16.8	4.8	14.3	2979.7	6.8	30.7	42.2	205.3
2006	95.9	92.4	8.6	2.4	3.0	10.8	2.8	13.1	2841.5	3.6	16.3	39.8	167.9
2006	96.3	90.3	10.4	3.1	3.3	15.7	3.3	16.0	3783.8	5.5	24.7	65.0	539.1
2009	88.5	90.4	12.2										
2011	89.2		12.8		2.6	12.2	3.1	15.0	2040.0	7.0	21.0	69.0	242.0
2012	89.0		11.4		3.5	9.7	2.8	19.4	2540.0	6.0	23.0	65.0	146.0
2012	89.2		12.8		2.6	12.2	3.1	19.4	2040.0	7.0	21.0	69.0	242.0
2012	89.5		11.5		2.5	14.3	3.5	13.6	3520.0	10.0	23.0	89.0	741.0
2012	90.3		10.7		2.3	11.2	2.5	20.0	2240.0	7.0	24.0	34.0	185.0
2012	89.2		11.9		2.3	12.0	2.4	16.0	2530.0	6.0	21.0	36.0	368.0
2013		93.7			1.3	5.0	1.7	15.3	1180.0	3.8	12.4	60.3	134.0
2013		92.7			1.6	6.6	1.8	16.7	1370.0	4.3	14.3	46.5	163.0
2013	89.2	93.1	14.8		3.1	16.2	4.1	15.2					

TOM= Total Organic Matter, TN=Total Nitrogen content.

Table A3. Chemical analyses of hay in Crau area (1960-2013) for Cut 3.

	Dry matter	TOM	TN	S	P	Ca	Mg	K	Na	Cu	Zn	Mn	Fe
Year	g/100g	% of DM	% of DM	g/kg DM	g/kg DM	g/kg DM	g/kg DM	g/kg DM	mg/kg DM	mg/kg DM	mg/kg DM	mg/kg DM	mg/kg DM
1960	88.5				2.7	12.2							
1982	91.0	88.9	13.8		4.0	13.3	3.3						
1982	91.0	89.0	13.9	2.3	4.0	13.3	3.3	13.1	4180.0	9.0	32.0	33.0	565.0
1992	91.2	94.7	15.4										
1993	91.5	87.9	14.1										
1993	90.0	95.8	10.9										
1993	91.1	88.1	10.0										
1993	89.7	89.1	10.6										
1994	93.2	91.6	11.4										
1995	93.0	89.4	12.7	2.9	4.0	11.9	3.5	21.5	3225.8	9.7	40.9	41.9	195.7
1996	90.9	88.3	11.5	2.2			3.0	17.2	2984.6	7.5	29.5	54.2	632.6
1996	90.5				3.7	16.1							
1996	91.5	91.4	11.1	2.6	2.2	11.2	2.8	9.2	1972.2	5.8	26.3	42.0	492.7
2003	90.2	90.1	13.6	2.9	2.6	13.9	3.7	15.5	4462.3	9.7	33.0	67.6	284.9
2013	89.2		12.4		2.9	12.2	3.5	14.5	3440.0	7.0	19.0	46.0	253.0
2013	90.5		17.5		2.3	23.7	4.5	11.0					

TOM= Total Organic Matter, TN=Total Nitrogen content.

References

- [1] FAO (2014) Food and nutrition in numbers. Report n° ISBN 978-92-5-108617-9, Food and Agricultural Organisation, Rome.
- [2] Charik R, Madignier AC (2006) Analyse des changements d'occupation des sols en France entre 1992 et 2003. *Econo Rurale*.
- [3] Ruellan A (2010) Des sols et des Hommes, un lien menacé. IRD Edition, Marseille.
- [4] Sapoval YL, Pennequi G, Mocilnikar AT (2011) Comment faire émerger une offre urbaine durable? In: Atlas du développement durable et responsable.
- [5] Malucelli F, Certinin G, Scalenghe R (2014) Soil is brown gold in Emilia-Romagna Region, Italy. *Land Use Policy*: doi: 10.1016/j.landusepol.2014.01.019
- [6] Trolard F, Dangeard ML (2014) Les sols, l'eau et la production agricole: des ressources de base face à l'étalement urbain et aux changements climatiques. In: *Penser une démocratie alimentaire – Thinking a food democracy*, Lascaux proposals between natural resources and food needs, Collart-Dutilleul F. and Bréger F. coord., INIDA ed., San José, Costa Rica.
- [7] Brisson N, Levraut F (2010) Livre vert du projet Climator 2007-2010: changement climatique, agriculture et forêt en France – simulations d'impacts sur les principales espèces. ADEME editions.
- [8] Strijker D (2005) Marginal lands in Europe – causes of decline. *Basic Appl Ecol* 6: 99–106.
- [9] Osoro K (2014) Profitability of permanent grassland. EIP-AGRI Focus Group no. May 2014.
- [10] Kirkham FW, Tallowin JRB, Dunn RM, Bhogal A, Chambers BJ, Bardgett RD (2014) Ecologically sustainable fertility management for the maintenance of species-rich hay meadows: a 12-year fertilizer and lime experiment. *J Applied Ecology* 51: 152-161.
- [11] Pinches CE, Gowing DJG, Stevens CJ, Fagan K, Brotherton PNM (2013) Upland Hay Meadows: what management regimes maintain the diversity of meadow flora and populations of breeding birds? *Natural England Ed NEER005*. Available at: www.naturalengland.org.uk
- [12] Suttie JM (2004) Conservation du foin et de la paille. *FAO production végétale et protection des plantes* 29: doi:10.5040/9781472596802.ch-009.
- [13] Manitoba Forage Council and Manitoba Agriculture, Food and Rural initiatives (2008) High Quality Hay Management. Canada.
- [14] Stichler C, Bade D (1997) Managing for high quality hay. *Soil & crop sciences*. Texas A & M university system.
- [15] Nosberger J, Rodriguez M (1996) Increasing biodiversity through management. *Grassland Sci Eur*. 1: 949–956.
- [16] Peter M, Edwards PJ, Jeanneret P, Kampmann D, Lüscher A (2008) Changes over three decades in the floristic composition of fertile permanent grasslands in the Swiss Alps. *Agri Ecosystems Env* 125: 204–212.
- [17] Hopkins A, Wainwright J (1989) Changes in botanical composition and agricultural management of enclosed grassland in upland areas of England and Wales, 1970–1986, and some conservation implications. *Biol Conserv* 47: 219–235.
- [18] Green BH (1990) Agricultural intensification and the loss of habitat, species and amenity in British grasslands: a review of historical change and assessment of future prospects. *Grass Forage Sci* 45: 365–372.
- [19] Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–29.
- [20] Correia T (1993) Land abandonment: changes in the land use patterns around the Mediterranean Basin. *Cahiers Options Méditerranéennes* 12: 97–112.
- [21] Baldock D, Beaufoy G, Brouwer F, Godeschalk F (1996) Farming at the margins. IEEP, LEI-DLO, London, The Hague.
- [22] Beaufoy G, Baldock D, Clark J (1994) The nature of farming. Low intensity farming systems in nine European countries. IEEP, London.
- [23] Buisson E, Dutoit T (2006) Creation of the natural reserve of La Crau: implications for the creation and management of protected areas. *J Env Manag* 80: 318–26.
- [24] Bonfillon MS (2003) Le Canal de Crau: un exemple de maîtrise de l'eau en Provence occidentale. PhD thesis, Aix-Marseille University.
- [25] Bourrié G, Trolard F, Chanzy A, Ruget F, Lecerf R, Charron F (2013) Sustainable Intensive Agriculture: Evidence from Aqueous Geochemistry. *Proc Earth and Planet Sc* 7: 93–96.
- [26] Olioso A, Lecerf R, Baillieux A, Chanzy A, Ruget F, Banton O, Lecharpentier P, Trolard F, Cognard-Plancq AL (2013) Modelling of Drainage and Hay Production over the Crau Aquifer for Analysing Impact of Global Change on Aquifer Recharge. *Proc Env Sc*, 19: 691–700.
- [27] Trolard F, Dangeard ML, de Mordant de Massiac JC, Bourrié G, Lecerf R, Le Pors B, Chanzy A, Dangeard A, Keller C, Charron F, (2013a) La disparition des habitats naturels et agricoles vue par le programme Astuce & Tic. In: *Ecologie et conservation d'une steppe méditerranéenne – La plaine de Crau*. Tatin L, Wolff A, Boutin J, Colliot E, Dutoit T coord, QUAE Editions, Paris.
- [28] FAO-UNESCO (1981) Soil Map of the World–1/5.000.000. Food and Agricultural Organisation, Rome.
- [29] Bouteyre G, Duclos G (1994) Carte pédologique de France au 1/100 000, Arles N-22, Service d'Étude des Sols et de la Carte pédologique de France, Orléans.
- [30] Colomb E, Roux RM (1978) La Crau, données nouvelles et interprétation. *Géol Méd* 3: 303-324.
- [31] Hugues P, Denoy I, Ferret M (1952) Flora evaluation and yield variation under effect of various mineral fertilizers. *Analyses de l'amélioration des plantes*. Centre de Recherches Agronomiques du midi, Montpellier et domaine expérimental du Merle.

- [32] Morgan JM (1980). Differences in adaptation to water stress within crop species. In: *Adaptation of plants to water and high temperature stress*, Turner NC & Kramer PJC coord, Wiley Inter Science, New York.
- [33] Desplanques V, Cary L, Mouret JC, Trolard F, Bourrié G, Grauby O, Meunier JD (2006) Silicon transfers in rice field in Camargue (France). *J Geochem Explor* 89: 190-193.
- [34] Kloke A, Sauerbeck DR, Vetter H (1984) The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains. In: *Changing Metal cycles and human health*. Nriagu JO ed, Life Sciences Research Report 28: 113-141.
- [35] Boularbah A, Schwartz C, Bitton G, Aboudrar W, Ouhammou A, Morel JL (2006) Heavy metal contamination from mining sites in south Morocco: 2. Assessment of metal accumulation and toxicity in plants. *Chemosphere* 63: 811-817.
- [36] Luo C, Liu C, Wang Y, Liu X, Li F, Zhang G, Li X (2011) Heavy metal contamination in soils and vegetables near an e-waste processing site, south China. *J Hazardous Mat* 186: 481-490.
- [37] Diehl M, Denoy I (1942) Researches about fertilization of irrigated meadows in Crau. *Ann Agron* XI: 21-58.
- [38] Comité de Foin (2014) Available at: <http://foindecau.com/>.
- [39] Merot A, Bergez JE (2010) IRRIGATE: A dynamic integrated model combining a knowledge-based model and mechanistic biophysical models for border irrigation management, *Environ Model Softw* 25 : 421-432.
- [40] Tronc D (2012) Materials and methods to analyse hay of Crau. Committee of Crau. Technical report.
- [41] Trolard F, Reynders S, Dangeard ML, Bourrié G, Descamps B, Keller C, de Mordant de Massiac JC (2013b) Territoire, ville et campagne face à l'étalement urbain et aux changements climatiques. Une démarche intégrative pour préserver les sols, l'eau et la production agricole. Edition Johanet, Paris.
- [42] Allen RG, Pereira L, Smith M (1998) Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements. *FAO Irrigation papers* 56, Rome, Italy.
- [43] Crawley M (2013) *The R Book*. Second edition, Wiley.
- [44] Zhang S, Zhang J, Slik J, Cao K (2012) Leaf element concentrations of terrestrial plants across China are influenced by taxonomy and the environment. *Global Ecol Biogeography* 21: 809-818.
- [45] Wright I, Reich P, Westoby M (2001) Strategy-shifts in leaf physiology, structure and nutrient content between species of high and low rainfall, and high and low nutrient habitats. *Functional Ecology* 15: 423-434.
- [46] Reich P (2005) Global biogeography of plant chemistry: Filling in the blanks. *New Phytologist* 168: 263-266.
- [47] Xia JY, Niu SL, Wan SQ (2009) Response of ecosystem carbon exchange to warming and nitrogen addition during two hydrologically contrasting growing seasons in a temperate steppe. *Glob Change Biol* 15: 1544-1556.
- [48] Xu X, Shi Z, Chen X, Lin Y, Niu S, Jiang L, Luo R, and Luo Y (2016) Unchanged carbon balance driven by equivalent responses of production and respiration to climate change in a mixed-grass prairie. *Glob Change Biol*: doi: 10.1111/gcb.13192.
- [49] Niu SL, Sherry RA, Zhou XH, Luo YQ (2013) Ecosystem carbon fluxes in response to warming and clipping in a tallgrass prairie. *Ecosystems* 16: 948-961.
- [50] Gardarin A, Garnier É, Carrère P, Cruz P, Andueza D, Bonis A, Colace M. P, Dumont B, Duru M, Farruggia A, Gaucherand S, Grigulis K, Kernéis É, Lavorel S, Louault F, Loucougaray G, Mesléard F, Yaverovski N, Kazakou E (2014) Plant trait-digestibility relationships across management and climate gradients in permanent grasslands. *J Appl Ecol* 51: 1207-1217.
- [51] Merot A, Wery J, Isberie C, Charron F (2008) Response of a plurispecific permanent grassland to border irrigation regulated by tensiometers. *European J Agro* 28: 8-18.
- [52] Bedoin L, Kristensen T (2013) Sustainability of grassland-based beef production – Case studies of danish suckler farms. *Livestock Sci* 158: 189-198.
- [53] Silveira ML, Rouquette F.M., Smith GR, da Silva HMS, Dubeux JCB (2014) Soil-fertility principles for warm-season perennial forages and sustainable pasture production. *Forage and Grazinglands* 12: doi: 10.2134/FG-2013-0041-RV
- [54] Gueguen L (1959) Etude de la composition minérale de quelques espèces fourragères. Influence du stade de développement et du cycle de végétation. *Ann Zootech* 8: 245-268.
- [55] Prosperi JM (1983) Contribution à l'étude de la fertilisation des prairies irriguées de Crau et l'amélioration pastorale des parcours de la zone méditerranéenne française. PhD thesis, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier.

1388 4.1.2 Le suivi du foin de Crau en 2015

1389 Nous avons suivi la composition floristique et chimique du foin dans trois par-
1390 celles de la Crau dont la nature des sols est différente (Parcelle 1J, Parcelle Paddock
1391 II et Parcelle Atelier) et pour les trois coupes (C1, C2, C3).

1392 4.1.2.1 La composition floristique

1393 Le tableau 4.1 montre la variation de la composition floristique entre les trois
1394 coupes pour chaque parcelle. La comparaison des espèces entre elles et entre les
1395 coupes montre que les graminées sont dominantes dans les trois parcelles suivies
1396 sauf en 3^e coupe pour la parcelle 1J (Figure 4.1). Les graminées diminuent suivant la
1397 séquence C1 > C2 > C3. Cette séquence s'explique par les effets du pâturage hivernal
1398 par les ovins : les apports de fumier et d'engrais organiques en février et début mars
1399 favorisent les graminées dans la 1^{re} coupe. Les légumineuses sont plus abondantes que
1400 les graminées dans la 3^e coupe pour la parcelle 1J mais moins abondantes pour les
1401 deux autres parcelles. D'après nos observations, les légumineuses étaient visiblement
1402 dominantes dans la 3^e coupe par rapport aux autres espèces, mais en calculant le
1403 poids des légumineuses par rapport aux graminées on constate que les graminées
1404 sont dominantes pour les trois coupes et les trois parcelles sauf pour la coupe 3 de
1405 la parcelle 1J (Figure 4.1).

1406 Il y a des prélèvements dans lesquels les légumineuses étaient dominantes pour
1407 la troisième coupe par rapport au poids frais et non dans les autres. Ceci s'explique
1408 par l'effet aléatoire des prélèvements sur les parcelles, ainsi que par le contenu en
1409 eau des plantes. Après séchage des plantes, les graminées apparaissent comme plus
1410 abondantes parce qu'elles sont moins riches en eau que les légumineuses.

1411 Par une autre méthode, en utilisant le logiciel de traitement d'images « Can-Eye »
1412 (DEMAREZ et al., 2008), nous avons obtenu des résultats significativement différents
1413 de ceux obtenus par l'échantillonnage direct sur le terrain. Ce logiciel apparaît être
1414 moins discriminant lorsqu'il y a plusieurs espèces en mélange et dans des proportions
1415 voisines. Les résultats ainsi obtenus sont entachés d'erreurs que l'on ne peut négliger.
1416 Le logiciel Can-Eye est ainsi plus efficace, par exemple, pour détecter des plantes
1417 parasites dans un champ de blé.

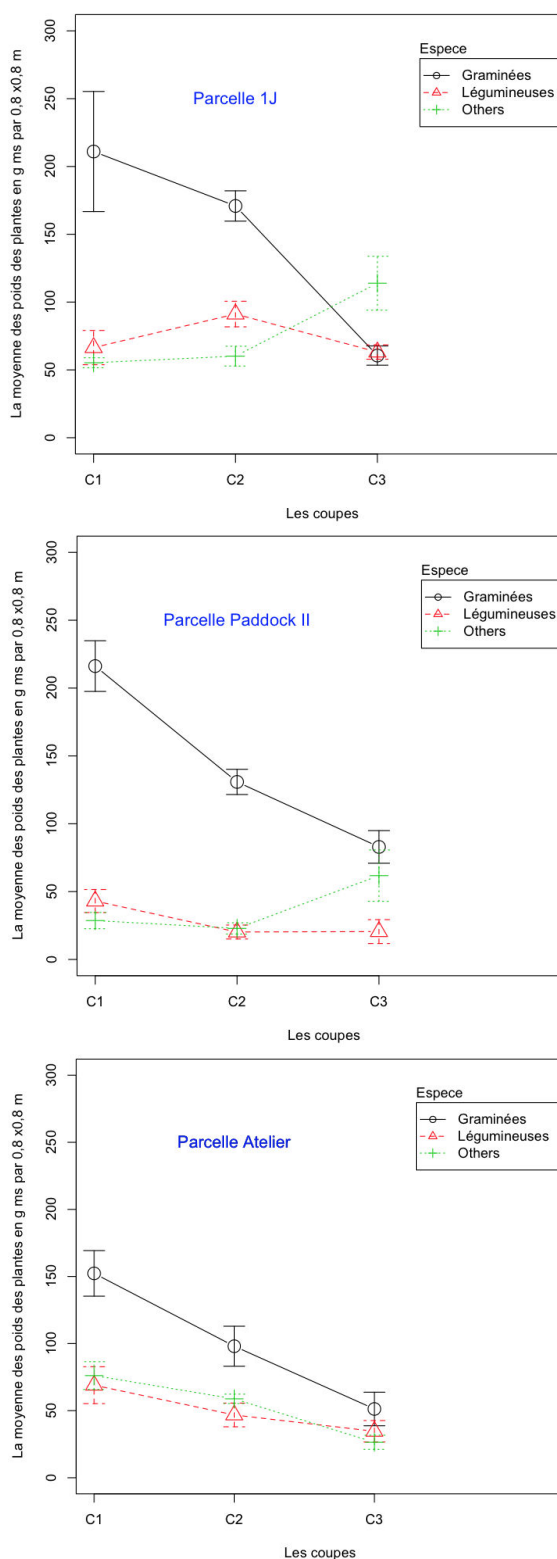


Figure 4.1 : Composition du foin de Crau (graminées, légumineuses et les autres espèces) de trois parcelles : représentativité des différentes espèces en % du poids sec pour 2015 pour les trois coupes C1, C2 et C3.

Tableau 4.1 : Composition du foin de Crau de trois parcelles : représentativité des différentes espèces en % du poids sec pour 2015.

Espèces	Domaine Le Merle Parcelle 1J			Domaine de Suffren Parcelle Paddock II			Domaine de Bois Vert Parcelle Atelier		
	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3
Graminées	57	49	24	71	75	48	49	45	26
Légumineuses	20	26	25	14	12	12	21	22	18
Carotte	5	7	29	0	0,2	2	0,8	1,3	11
Pissenlit	0,4	2,4	8	1,6	4,4	11	0,6	4,9	12
Plantain	9	5	6	3,3	3,8	8	20	17	14
Gaillet	0,4	0,2	0	0,3	0,4	0,4	0,6	1,4	0,4
Lotier	0,6	0,3	0,2	0,4	1,0	9	0,1	1,4	1,7
Achillée m-f	0	0,6	0	0	0	0,3	1,9	0,8	1,1
Renoncule	0	0	0	4,0	0	1,0	0,4	0	0,5
Vesce	0	2,1	0	0	1,4	1,9	0,5	0,3	0,9
Panais	0	0	0	0	1,9	0	0	0,2	0,9
Résiduel	7	7	14	5	0	6	5	5	14
Total	100	100	105	100	100	100	100	100	100
Date de prélèv.	13/05	06/07	20/08	15/05	07/07	02/09	13/05	26/06	13/08
Date de coupe	15/05	06/07		17/05	15/07	05/09	19/05	04/07/2015	16/08
Profondeur sol (cm)	25	44	20	52	77	74	56	62	73
Rendement (kg/ha)	5579	5424	4038	4722	2729	2745	4871	3346	3008

1418 4.1.2.2 La composition chimique du foin

1419 L'analyse de la série temporelle (1960 – 2013) du contenu total en minéraux du
 1420 foin suit la séquence $C3 > C2 > C1$. L'échantillonnage du foin au cours de ces années
 1421 est effectué sans distinction des différents espèces. Ne disposant que d'analyse glo-
 1422 bale du foin, nous avons cherché à déterminer le contenu en éléments minéraux en
 1423 fonction de la composition floristique. Ainsi, les espèces sont analysées séparément
 1424 pour chaque coupe. Les deux principales familles peuvent être distinguées, les gra-
 1425 minées et les légumineuses. D'autres espèces sont analysées également séparément.
 1426 Le tableau 4.2 montre la comparaison des moyennes des éléments minéraux majeurs
 1427 suivant la coupe, la famille et la parcelle ; les figures de comparaison sont en annexe
 1428 B.1.

1429 La comparaison des séquences entre les trois coupes de foin de la Crau en 2015
 1430 pour les trois parcelles et pour les différentes familles de plante est donnée dans
 1431 le tableau 4.3. Ce tableau montre que les graminées suivent toujours la séquence
 1432 $C3 > C2 > C1$, ce n'est pas le cas pour les légumineuses et les autres espèces. La
 1433 dominance des graminées dans la composition floristique détermine la stabilité du
 1434 contenu total en éléments minéraux du foin et par conséquent suit la séquence $C3$
 1435 $> C2 > C1$ dans tous les cas.

Tableau 4.2 : Test Anova pour étudier les différences entre coupe, famille, parcelle, et leurs croisements

	Ca	MT	Cu	Fe	Mg	Mn	N	P	K	Na	Zn	Hut	C
Coupes	*	**	***	NS	***	NS	NS	***	***	NS	***	***	***
Espèces	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Parcelles	***	NS	**	NS	***	***	***	*	***	***	***	NS	*
Co+ Es	*	**	NS	*	***	*	***	*	NS	NS	***	NS	**
Co + Pa	NS	NS	NS	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	NS	NS
Es + Pa	NS	**	NS	NS	***	**	NS	*	NS	***	*	NS	**
Co + Fa +Pa	NS	NS	NS	***	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

*, **, *** : la différence est significative. NS : l'hypothèse nulle est acceptée, *i.e.* égalité des moyennes. Co = Coupe, Es = Espèces et Pa = Parcelle.

		N	P	K	Ca	Mg	Na	Mn	Cu	Fe	Zn	MT	
Graminée	1j	C3>C2>C1	C2>C3>C1	C2>C3>C1	C3>C2>C1	C3>C2>C1	C3>C2>C1		C3>C2>C1	C3>C2>C1	C3>C2>C1	C2>C3>C1	
	Paddock	C3>C2>C1	C3>C2>C1		C3>C2>C1	C3>C2>C1		C3>C2>C1	C3>C2>C1	C3=C2>C1	C3>C2>C1	C1=C3<C2	
	Atelier	C3>C2>C1	C3>C2>C1		C3>C2>C1	C3>C2>C1	C3>C2>C1	C3>C1>C2	C3>C2>C1	C3>C1>C2	C3>C2>C1	C3>C2>C1	
Légumineuse	1j	C2>C3>C1	C2>C3>C1		C3>C1>C2	C3>C2>C1	C3>C2>C1	C3>C1>C2	C3>C2>C1	C3>C2>C1	C3>C2>C1	C3>C1>C2	
	Paddock				C3>C1>C2	C3>C2>C1		C3>C2>C1	C3>C2>C1		C3>C2>C1		
	Atelier		C3>C2>C1	C3>C1>C2		C2>C3>C1			C2>C3>C1	C3>C1>C2	C2>C3>C1		
Autres	MRP	Paddock	C2>C3>C1			C1<C2<C3		C1<C2<C3	C3>C2>C1		C3>C2>C1		
		Atelier	C2>C3>C1	C3=C2>C1		C2>C3>C1	C2>C3>C1	C3>C1>C2	C2>C3>C1	C3>C2>C1	C3>C1>C2	C3>C2>C1	
		1j	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	
	GC	Paddock				C2>C3>C1	C2>C3>C1	C3>C1>C2		C3>C2>C1		C3>C2>C1	
		Atelier		C3>C2>C1						C3>C2>C1		C3>C2>C1	
		1j		C2>C3>C1				C3>C1>C2	C3>C1>C2				C2>C3>C1
	PP	Paddock	C3>C1>C2	C2>C3>C1			C2>C3>C1		C2>C3>C1	C3>C2>C1		C3>C2>C1	
		Atelier	C3>C2>C1	C3>C2>C1	C3=C2>C1	C3=C2>C1		C3>C2>C1	C3>C2>C1	C3>C2>C1	C3>C1>C2	C3>C2>C1	C1=C3<C2
		1j	C3>C1>C2	C3>C2>C1	C2>C3>C1	C2>C3>C1	C2>C3>C1	C3>C1>C2		C3>C2>C1		C3>C2>C1	C2>C3>C1

C3>C2>C1	Suive la séquence normale	C3=C2>C1	Egalité des 2ième et 3ième
C2>C3>C1	La première reste la plus basse		La 3ième est la plus basse
C3>C1>C2	2ième est la plus basse	-----	Pas de donnée

Tableau 4.3 : Comparaison entre les analyses chimiques des espèces suivant les trois coupes

4.2 La fertilisation

1436

1437 L'enquête menée par Fabrice Flamain (voir le questionnaire en annexe B.11) porte
1438 sur 15 exploitations qui représentent au total 2600 ha de surface agricole/milieu
1439 naturel dont 1500 ha de prairie irriguées. Ces enquêtes contiennent des données
1440 concernant les caractéristiques des fertilisants utilisés : fumier, déjections des bêtes
1441 ou engrais chimiques, et le suivi des pratiques de la fertilisation (Tableau 4.4). Nous
1442 avons conclu que les types d'engrais chimiques utilisés sur la Crau sont homogènes
1443 avec des ajouts pour la première et deuxième coupes. Par ailleurs des engrais de
1444 ferme sont ajoutés en Octobre et Février par le pâturage direct sur les prairies. Ces
1445 apports d'engrais de ferme en quantité ne sont pas négligeables, car l'apport moyen
1446 relevé auprès des 18 producteurs est de 20 tonnes par hectare et par an. Ces apports
1447 sont réalisés à l'automne et en fin d'hiver et enrichissent les sols en phosphore, en
1448 potassium et en azote.

1449 Les analyses minéralogiques qualitatives d'échantillons d'engrais ont été effectuées
1450 par diffraction des rayons X. La composition minéralogique des différents échan-
1451 tillons analysés est semblable, les minéraux majeurs étant systématiquement l'anhy-
1452 drite CaSO₄ et la sylvite KCl. D'autres minéraux sont systématiquement présents en
1453 faibles proportions comme des sulfates de Ca plus ou moins hydratés (*e.g.* Bassanite,

1454 $\text{CaSO}_4 \cdot 0.5 \text{H}_2\text{O}$), gypse $\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$) (Tableau 4.5, Figure 4.2).

ID	S ² totale (ha)	S ² prairie irri (ha)	Fumier				Déjections			Engrais chimiques					Observations
			Dose t/ha	A l'automne	A la fin de l'hiver	S ² concernée %	Nbre de bêtes	Nbre de passage (entre oct et fév)	S ² concernée %	Dose kg/ha	Type	A la fin de l'hiver	Après 1ère coupe (mai- juin)	S ² concernée %	
A	150	80	28		1	33	1000	1	100	300	0-48-0	1		100	Fertilisation chimique, 3 pratiques possibles par an : 0-48-0 + 0-0-45; 0-48-0 seule; 0-0-45 seule.
B										300	0-0-45	1		100	
C										150	0-14-14		1	100	
D	245	210	15	1	1	100	2000	1	100	1000	0-14-14	1		100	fumier 10 à 20 = 15 t/ha, épandage
E										700	0-10-22		1	100	après la fin de la pature pour chaque parcelle (aut + hiver)
F	145	103	10	1		10	1000	1	100	600	0-18-18	1		100	fumier en septembre (après 3ème coupe)
G										200	(NH ₄) ₂ SO ₄		1	100	
H	63	51	5	1		100	700	1	100	350	0-19-19	1		100	5t de fumier en mélange avec 10t de composte en septembre (après 3ème coupe)
I										150	0-0-45		1	100	
J	351	135	27.5	1		10	?	1.5	100	400	0-20-20	1		100	fumier 25 à 30 = 27,5 t/ha. 1 passage + 0,5 passage (passage furtif, les prairies sont dites "mouchetées").
K	204	170	17.5	1		15	1700	1	100	600	0-13-26	1		85	fumier 15 à 20 = 17,5 t/ha, en septembre (après 3ème coupe). 1 passage + 0,5 passage (passage furtif).
L										200	10-5-20		1	85	
M	141	37	15		1	10	125	1	100	750	0-14-14	1		100	fumier 10 à 20 = 15 t/ha. 125 têtes de bovins (pas de brebis).
N	256	135	10		1	30	1500	1	100	500	0-13-15	1		70	10t de fumier en mélange avec 10t de composte.
O										200	10-20-30		1	70	
P	110	40	20	1	1	33	1000	1	100	500	0-15-13	1		100	1000 brebis pour les 110 ha de prairies irriguées ou non
Q	326	131	20		1	11	1600	1		800	0-14-14	1		100	
R	52	37	0			0	300	1.5	100	800	0-14-14	1		100	Pas de bergerie sur le domaine. 1 passage + 0,5 passage (passage furtif)
S	94	70	27		1	38	1400	1	100	450	0-13-15	1		100	M. MILLE est éleveur également, il fait donc pâturer certaines prairies en première coupe.
T										200	0-13-15		1	100	
U	422	216	20	1		50	1750	1	100	0	CULTURE BIOLOGIQUE			100	Production de foin + élevage d'ovins
V	45	41	15		1	25	500	1	100	500	0-13-15	1		100	
W										300	10-5-20		1	100	

Tableau 4.4 : Synthèse des enquêtes sur la Crau

1455 4.2.1 Fertilisation de la 3^e coupe

1456 Les fumiers constituent une matière fertilisante précieuse. A plus de 70%, les
1457 minéraux d'azote, phosphore et potassium de l'alimentation animale se retrouvent
1458 dans ces déjections. Une grande partie des minéraux est ainsi recyclée, passant du
1459 sol aux aliments puis aux animaux, pour revenir au sol sous forme de fumier (Figure
1460 4.3). Un recyclage efficace des minéraux à la ferme permet à la fois de réduire les
1461 pertes environnementales et les coûts d'achat des engrais minéraux.

1462 Pour la 3^e coupe du foin, il y a pas d'ajouts de fertilisation mais l'ajout de fu-
1463 mier d'ovins en automne et février. Les fumiers d'ovins sont des produits assez bien
1464 équilibrés en éléments fertilisants. La présence de paille et plus généralement de ma-
1465 tières végétales, leur confère des teneurs en potassium intéressantes. Des précautions
1466 particulières sont mises en oeuvre pour conserver les teneurs en éléments fertilisants
1467 des fumiers.

1468 D'après une surveillance en Provence-Alpes-Côte d'Azur par la Chambre d'Agricul-
1469 ture, 10 t/ha de compost de fumier ovin apportent en moyenne :

Tableau 4.5 : Résultats de l'analyse minéralogique qualitative faite sur les échantillons globaux d'engrais. Les abondances estimées sont symbolisées par + + + (composé majeur), ++ (composé mineur), + (composé accessoire), - (composé non détecté). Felsöbányaite : $\text{Al}_4\text{SO}_4(\text{OH})_{10} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$.

Echant.	Anhydrite	Bassanite	Gypse	Sylvite	Halite	Felsöbányaite	Potassium Phosphate	Ca-Ammonium Phosphate	Quartz
1	+++	+	+	+++	+	+	+	+	+
2	+++	+	-	+++	+	+	+	+	+
3	+++	+	+	+++	+	+	+	+	+
4	+++	+	+	+++	+	-	+	+	+

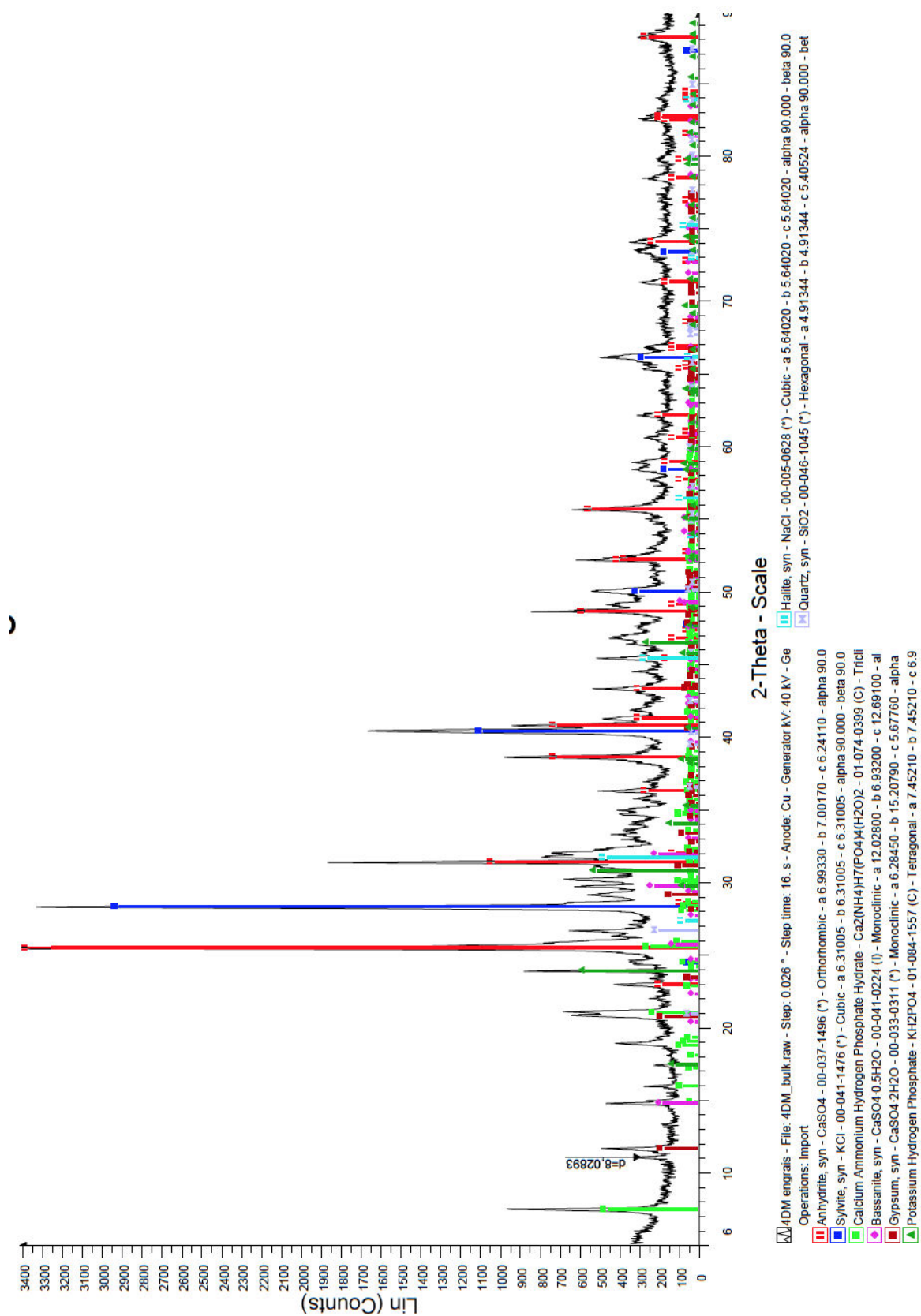


Figure 4.2 : L'identification des minéraux est effectuée par comparaison des diffractogrammes de rayons X expérimentaux avec la base de données ICSD.

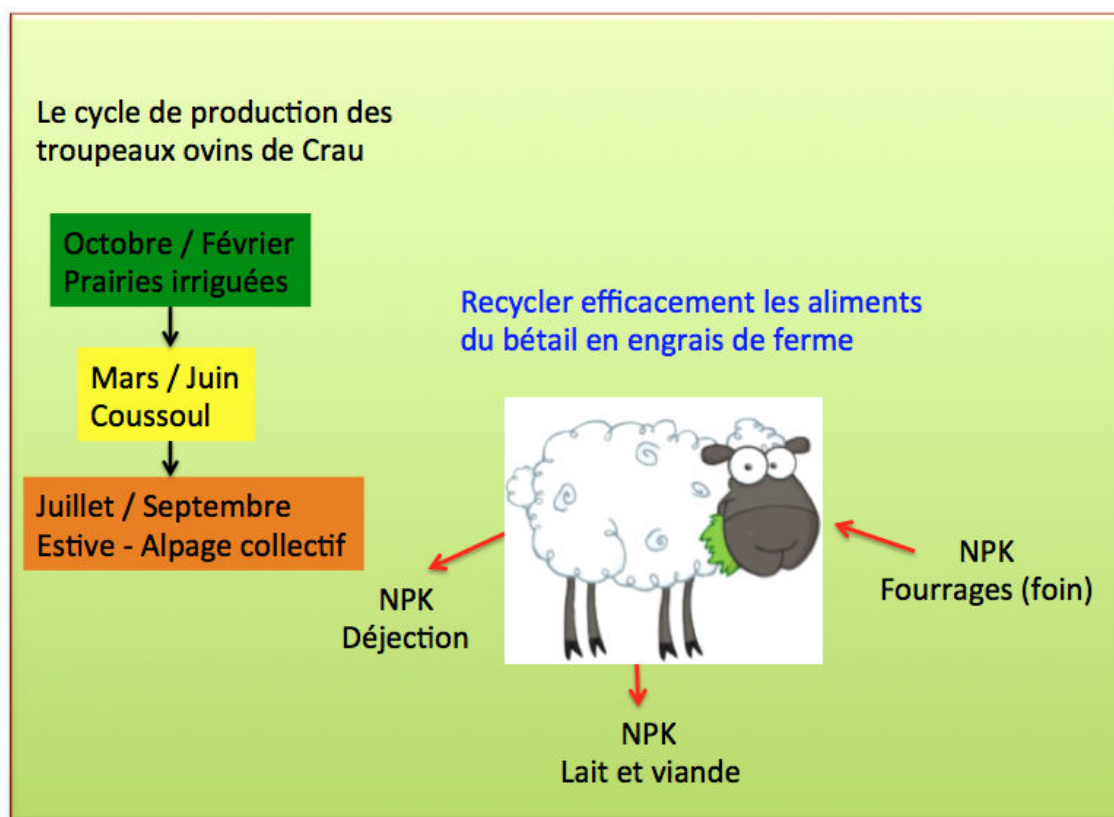


Figure 4.3 : Cycle des engrais principaux NPK dans le système prairie - élevage ovin. Le cycle de production des ovins est réparti entre les prairies, les coussouls et les alpages.

- 1470 • 175 kg de potasse (K_2O) entièrement disponibles ;
- 1471 • 55 kg de phosphore (P_2O_5) entièrement disponibles.

1472 Le délai de libération des éléments minéraux contenus dans les fumiers solides
 1473 est plus long que celui de l'azote qui ne s'accumule pas dans le sol d'une saison à
 1474 l'autre. Des épandages en août, suivis d'une rapide incorporation stimuleraient la
 1475 décomposition microbienne des fumiers. Ainsi, les minéraux seront libérés la saison
 1476 suivante. Comparés aux engrais chimiques, les engrais de ferme sont des engrais
 1477 complets : les propriétés biologiques, physiques et chimiques du sol sont améliorées
 1478 par des apports réguliers de fumiers. Les fumiers ont des effets bénéfiques sur la
 1479 fertilité et sur l'équilibre des sols. Un apport d'engrais de ferme en automne sur
 1480 prairies coïncide bien avec les périodes d'absorption de ces cultures. En sol norma-
 1481 lement pourvu en phosphore et en potasse, un épandage de 30 à 40 t/ha de fumier
 1482 couvre les besoins de la plupart des cultures (ROBERT et COUTURE, 2000 ; ROBERT
 1483 et COUTURE, 2001 ; TESSIER, 2000 ; TESSIER, 2001).

1484

1485 **4.3 Conclusion**

1486 Les résultats obtenus sur les analyses globales du foin sur la période 1960 – 2013
1487 suit la séquence $C3 > C2 > C1$. Les graminées sont l'espèce dominante qui détermine
1488 la séquence des compartiments en éléments minéraux du foin suivant les coupes :
1489 $C3 > C2 > C1$. Les apports par les fumiers d'ovins complètent les besoins pour la
1490 troisième coupe.

1491 Chapitre 5

1492 Caractéristiques qualitatives des 1493 eaux de surface et de l'eau de 1494 nappe

1495 5.1 Le comportement de l'eau

1496 Lors de son infiltration dans les sols, l'eau de surface interagit avec les minéraux
1497 des roches à travers une série de réactions chimiques qui conduit soit à les dissoudre,
1498 soit au contraire à les précipiter. Lorsque l'influence anthropique est négligeable, la
1499 composition chimique de l'eau constitue la signature d'un environnement naturel,
1500 *e.g.* dans un milieu calcaire l'eau se charge en calcium et en bicarbonate. De ce fait,
1501 nous pouvons, à travers la composition chimique de l'eau, caractériser les environ-
1502 nements qu'elle a traversés. Dans la plaine de la Crau, les espèces Ca^{2+} , Mg^{2+} , et
1503 HCO_3^- sont liées au système carbonaté. Le gaz carbonique dissous est principale-
1504 ment sous forme de bicarbonate. Dans les formations carbonatées en présence de
1505 dolomites, le système carbonaté fournit également Mg^{2+} . Une partie des bicarbo-
1506 nates vient également de la dissolution du CO_2 du sol.
1507 D'après les résultats, 95% de nos analyses au laboratoire étaient de bonne qualité
1508 avec une erreur sur la balance ionique (BI) $< 5\%$.

1509 A l'aide du test de puissance, le nombre d'effectifs pour les échantillonnages et les
1510 répétitions nécessaires sont déterminés. Ces résultats expérimentaux sont analysés
1511 en utilisant plusieurs tests statistiques pour interpréter leurs variations temporelle
1512 et spatiale pour la période 2012 - 2015. En outre, un lien entre l'eau d'irrigation et
1513 l'eau de nappe est recherché.

1514 5.2 Les eaux de surface

1515 5.2.1 La variation spatiale des éléments et paramètres chi- 1516 miques

1517 Les suivis de la qualité des eaux d'irrigation ont été réalisés sur les canaux en
1518 Crau (Figure 3.3, p. 47) ainsi que sur les canaux et rivières qui se mélangent dans
1519 le bassin versant de la Durance avant d'arriver à la Crau (Figure 3.5 p. 49)).

1520 Mis à part les chlorures, la variation spatiale de la composition chimique de l'eau
1521 d'irrigation sur la Crau n'est pas significative. Le nombre de points de prélèvement
1522 a alors été réduit, passant de 9 à 6, répartis sur la plaine pour la deuxième année
1523 de suivi (en 2015).

1524 Ce résultat n'était pas surprenant car toute la chaîne des canaux vient d'une seule
1525 source : le canal principal (EDF). Pour confirmer ce résultat nous avons continué les
1526 mesures tous les 15 jours sur les 6 points afin de détecter toutes variations éventuelles.
1527 De ce fait, les points de prélèvement des eaux des canaux de la Crau sont considérés
1528 comme des répétitions d'un seul point dans les tests statistiques qui ont été faits par
1529 la suite.

1530 La dynamique de l'alcalinité a été recherchée en étendant la zone d'investigation
1531 jusqu'à Sisteron, puis jusqu'au barrage de Serre-Ponçon où deux cours d'eau se
1532 mélangent : la Durance et l'Ubaye.

1533 Des échantillons d'eau ont ainsi été prélevés dans les rivières : Buëch, Durance,
1534 Bléone et Verdon, qui croisent le canal EDF entre le barrage et la plaine de la Crau
1535 et ainsi qu'en aval de chaque intersection où il y a mélange d'eaux avec le canal.
1536 Puis, les analyses des eaux des rivières, du canal et aux points de mélange du canal
1537 et des rivières sont comparées.

1538 Les alcalinités de la Durance et de l'Ubaye avant le barrage sont significativement
1539 différentes de celles mesurées dans toutes les eaux après le barrage (Figure 5.2). De
1540 ce fait, le barrage joue un rôle tampon important qui stabilise l'alcalinité dans les
1541 eaux en aval du barrage. Puis l'alcalinité reste assez constante tout au long du cours
1542 du canal EDF.

1543 La variation spatiale des mesures le long du canal depuis le barrage jusqu'à la
1544 Crau, est non significative mis à part pour les chlorures pour lesquels, une compa-
1545 raison multiple utilisant le test de Tukey met en évidence une évolution entre les
1546 concentrations mesurées en sortie du barrage (qui en contient moins) et celles me-
1547 surées dans les eaux des canaux de la plaine de la Crau et du canal avant d'arriver

1548 à la Crau (les points prélevés en figure 5.1).

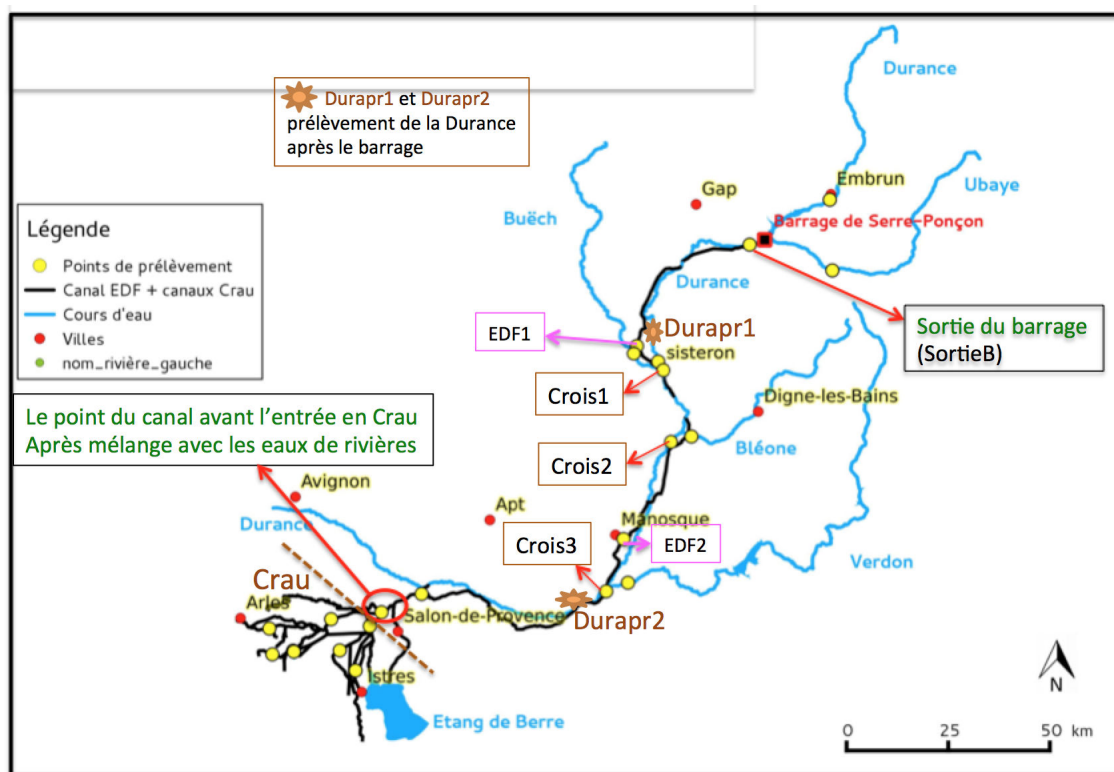


Figure 5.1 : Les points de prélèvements des eaux depuis le barrage de Serre-Ponçon jusqu'à la Crau.

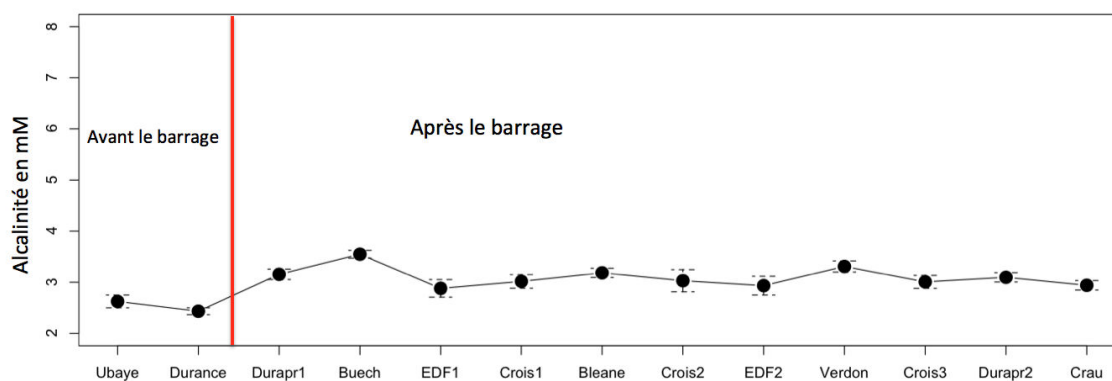


Figure 5.2 : La variation spatiale de l'alcalinité (mmol/L) depuis la Durance et l'Ubaye avant le barrage de Serre-Ponçon jusqu'à la Crau. Le dernier point à droite étiqueté « Crau » présente la moyenne de l'alcalinité des canaux de la Crau.

1549 Pour les autres cours d'eau, la variance de toutes les mesures est aussi homogène
 1550 sauf pour les chlorures.

1551 Les concentrations en Ca^{2+} sont similaires entre les cours d'eau parce qu'ils sont tous
 1552 entourés de massifs calcaires. Mais on observe une légère augmentation du Ca^{2+} dans
 1553 la Durance après son mélange avec l'Ubaye et à la sortie du barrage (figure 5.3).

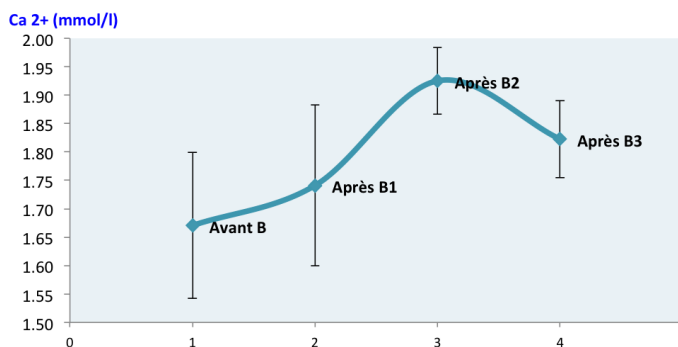


Figure 5.3 : Concentrations en Ca^{2+} le long de la Durance. B, B1, B2, B3 sont les points de prélèvements de la Durance avant le barrage de Serre-Ponçon jusqu'à la Crau. Avant B : le point prélevé avant le barrage Serre-Ponçon ; Après B1 est le 1^{er} point prélevé après le barrage, Après B2 est le 2^e point prélevé après le barrage (Sisteron), Après B3 est le 3^e point prélevé après le barrage (avant Crau).

1554 La différence de pH entre toutes les eaux n'est pas significative (Figure 5.4) et
 1555 les valeurs sont comprises entre 8 et 8,5, indiquant que les milieux sont tamponnés
 1556 par l'équilibre avec la calcite et la pCO_2 atmosphérique (BOURRIÉ, 1976).

1557 La concentration en K^+ est en général très faible (min = 0.004 mM, max =
 1558 0.045 mM) dans ces eaux et non significativement différente (Figure 5.5), sauf pour
 1559 le Verdon qui en contient jusqu'à 10 fois plus.

1560 Les variations de concentration en Cl^- , Mg^{2+} , Na^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} et de conduc-
 1561 tivité électrique sont significatives pour toutes les eaux (Figure 5.5). Ces variations
 1562 spatiales de la chimie des eaux peuvent provenir de la nature des terrains traversés
 1563 et des activités anthropiques le long des cours d'eau.

1564

1565 En conclusion, on peut dire que l'ensemble du système est fortement contrôlé
 1566 par l'équilibre des eaux calcite / calcium / carbonate / bicarbonate. Le barrage
 1567 concourt à l'homogénéisation des eaux dont la composition chimique reste alors
 1568 très stable dans tout le système hydrographique en aval de celui-ci, y compris dans
 1569 toute la Crau. La dépendance de la variabilité des teneurs pour les autres éléments
 1570 chimiques des eaux peut être liée, au premier ordre, aux activités anthropiques et
 1571 au second ordre à l'hétérogénéité locale des formations superficielles traversées.

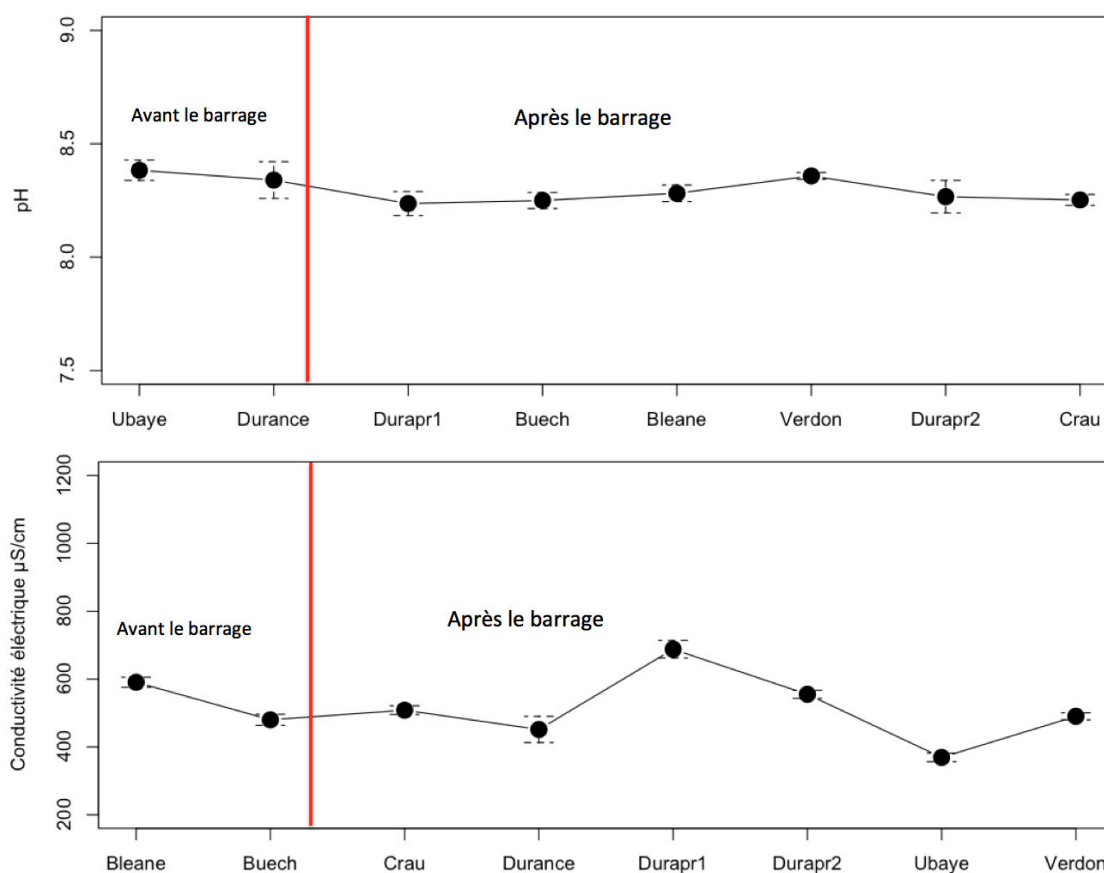


Figure 5.4 : Les points de prélèvements de la Durance avant le barrage de Serre-Ponçon jusqu'à la Crau. Bléone, Buech, Ubaye et Verdon sont des affluents de la Durance. La localisation des points est indiquée sur la carte 5.1.

5.2.2 La variation temporelle des éléments et des paramètres chimiques

Les variations annuelles et mensuelles des concentrations en Ca, Mg, Na, K, SO_4 , NO_3 , Cl, de l'alcalinité, du pH et de la conductivité ont été étudiées sur quatre ans de suivi des eaux des canaux d'irrigation à leur entrée dans la Crau.

La variation interannuelle des mesures est analysée et la signification des différences entre elles est testée avec le test de Tukey (Tableau 5.1). Ainsi, on remarque que la conductivité, Cl, Na et K en 2015 sont différents par rapport aux autres années, Ca en 2014 est différent par rapport aux autres années, NO_3 en 2013 est différent par rapport à 2014 et 2015, le pH en 2012 est différent par rapport à 2015, et l'alcalinité en 2014 est différente par rapport à 2013 et 2015.

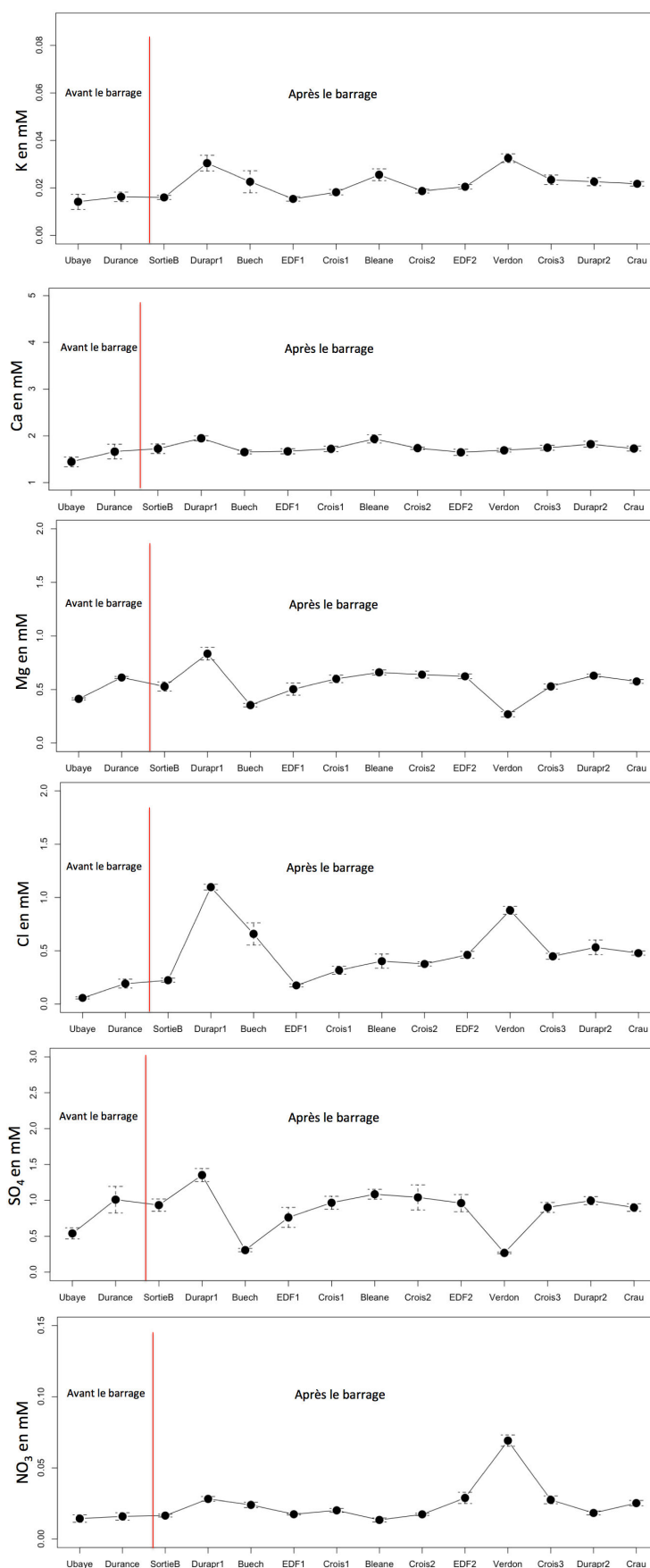


Figure 5.5 : La variation spatiale des éléments chimiques de Serre-Ponçon jusqu'à la Crau. La localisation des points est indiquée sur la carte 5.1.

Tableau 5.1 : Comparaisons annuelles multiples de chaque mesure des eaux d'irrigation de la Crau, * = valeur significative d'après le test de Tukey.

	Ca	Mg	Na	K	SO ₄	NO ₃	Cl	Alc	pH	Conductivité
2012-2013					*					
2012-2014	*						*			
2012-2015		*	*	*			*		*	*
2013-2014	*	*			*	*		*		
2013-2015		*	*	*	*	*	*			*
2014-2015	*	*	*	*	*		*	*		*

1584 Des variations mensuelles sont observées sur la Crau, qui peuvent être reliées
 1585 aux variations des conditions climatiques. Pour les quatre années, les variations
 1586 mensuelles sont figurées par les moyennes et leur écart type (Figures 5.6 et 5.7). Ces
 1587 variations sont significatives sauf pour K⁺ qui est stable au cours de l'année 2014 et
 1588 NO₃⁻ en 2012, car les concentrations sont très faibles.

1589 Une comparaison des mesures de concentration mois par mois est faite pour les
 1590 quatre années. La différence est significative pour tous les mois.

1591 Nous avons relié la variation mensuelle de l'alcalinité à la variation mensuelle
 1592 du climat (température et pluie, Figure 5.8). L'alcalinité en 2014 est la plus petite
 1593 (moyenne = 2,58 mM) sur la période du suivi (2012-2015) (moyenne = 2,7 ; 2,9 ;
 1594 2,8 mM en 2015, 2013, 2012 respectivement). La moyenne mensuelle de la tempéra-
 1595 ture en 2014 est la même qu'en 2015 et plus élevée d'environ un degré par rapport à
 1596 2012 et 2013. Le cumul mensuel de la pluie en 2014 (67,75 mm) est le plus grand sur
 1597 la période étudiée (36,54 mm en 2012 ; 46,75 mm en 2013 ; 52,79 mm en 2015). A
 1598 priori, la valeur faible de l'alcalinité en 2014 peut ainsi s'expliquer par ces conditions
 1599 climatiques où la pluie, qui n'apporte pas de sels dissous, a dilué significativement
 1600 les eaux d'irrigation.

1601 On constate aussi que l'alcalinité en 2014 est plus petite par rapport aux autres
 1602 années en février, avril, juillet et août (Figure 5.9). En février, juillet et août, les
 1603 précipitations ont été plus importantes en 2014, entraînant une valeur moindre de
 1604 l'alcalinité. Par contre en avril 2014, bien que la pluviométrie soit plus faible sur la
 1605 période suivie l'alcalinité durant ce mois est la plus faible en comparaison avec le
 1606 mois d'avril des autres années. On observe aussi que la température est plus élevée
 1607 sur cette période du suivi. On peut émettre l'hypothèse d'une dilution des eaux d'ir-

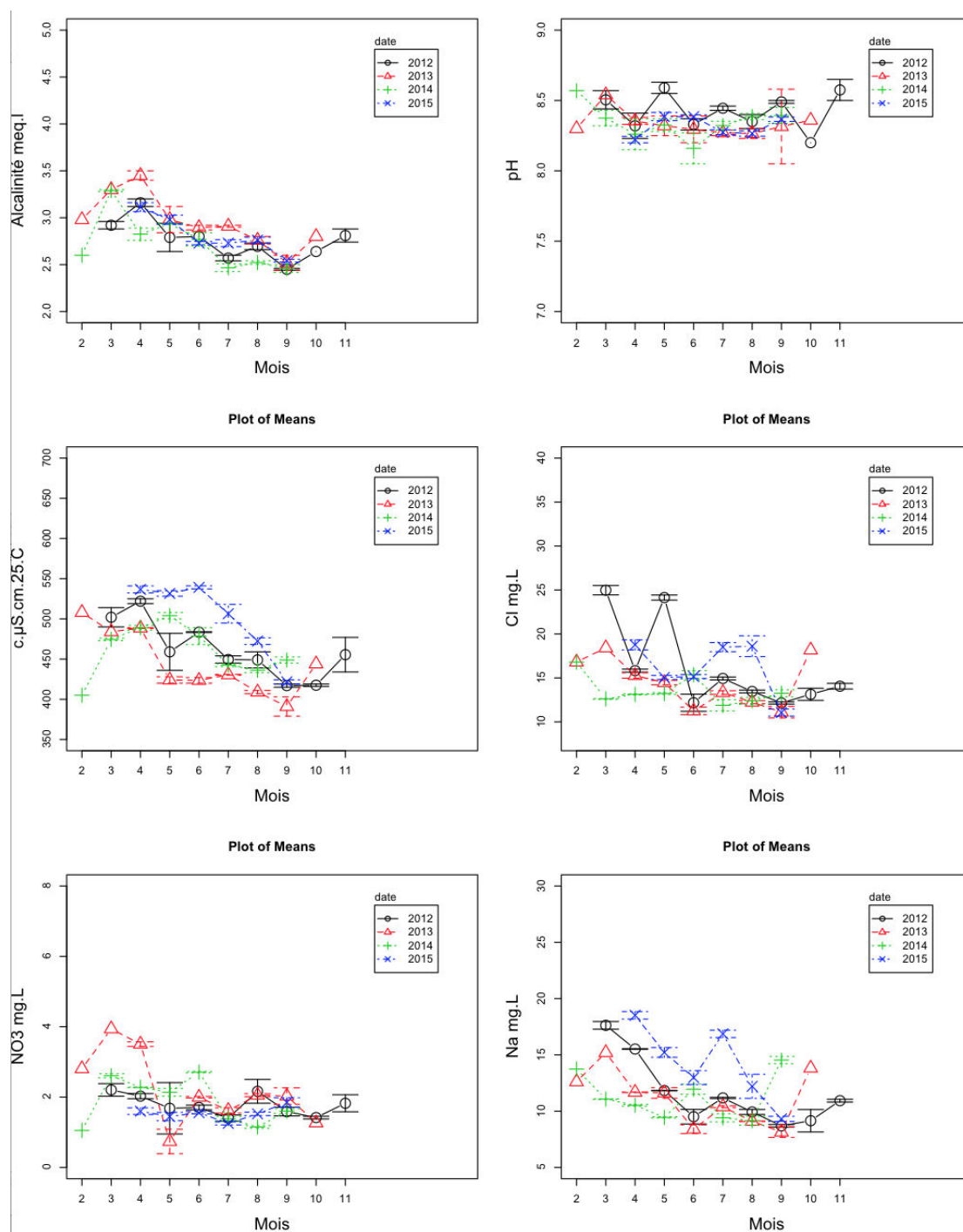


Figure 5.6 : Variations mensuelles pour les quatre années des éléments et des paramètres chimiques des eaux d'irrigation en Crau (partie 1).

1608 rigation par un apport plus précoce des eaux de fonte des neiges du bassin versant de
 1609 la Durance, hypothèse qui semble être corroborée par les résultats de l'année 2013
 1610 où l'on observe que les températures ont été significativement les plus faibles et l'al-

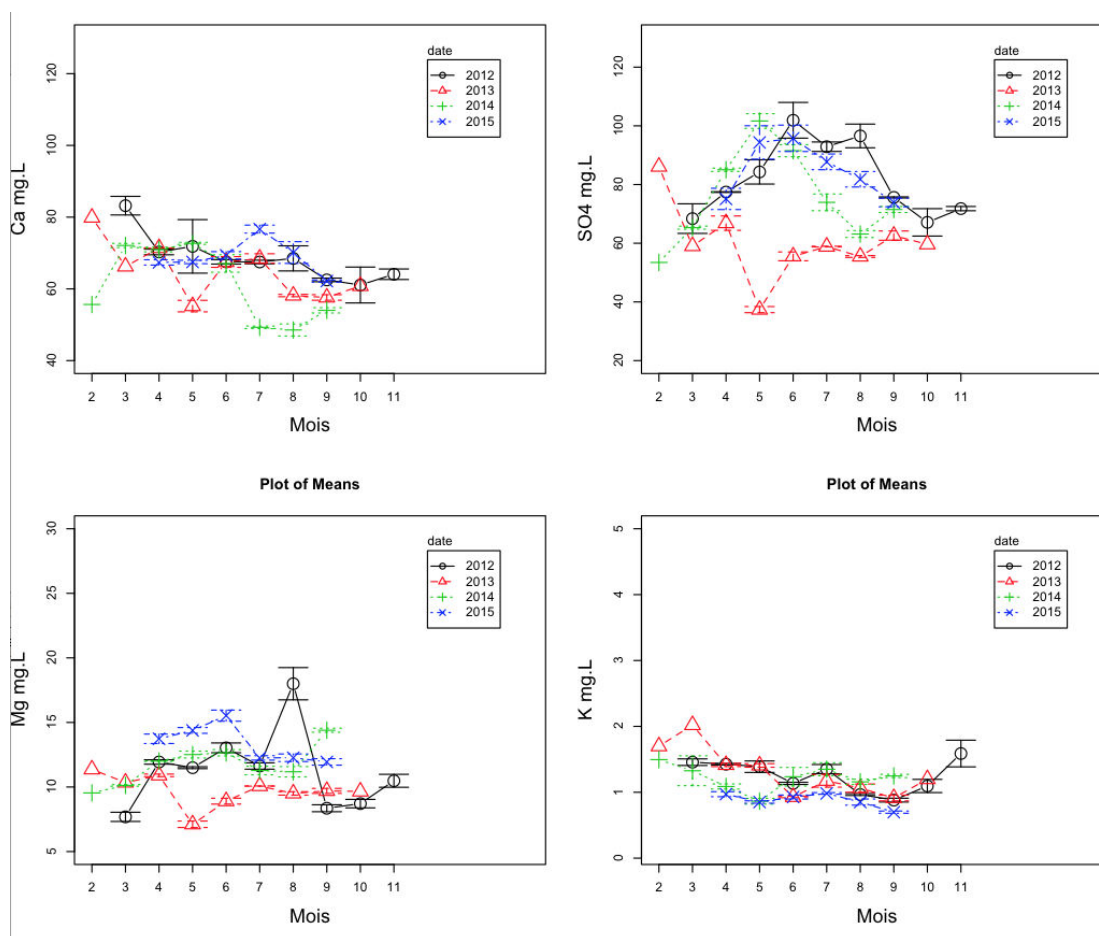


Figure 5.7 : Variations mensuelles pour les quatre années des éléments et des paramètres chimiques des eaux d'irrigation en Crau (partie 2)

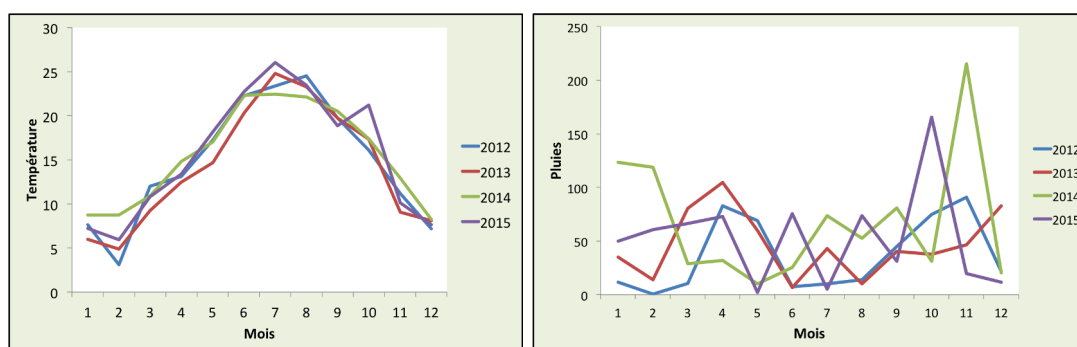


Figure 5.8 : La moyenne mensuelle de la température et de la pluie sur la Crau.

1611 calinité la plus élevée de la période suivie. Cependant cette hypothèse demanderait
 1612 une confirmation par des mesures complémentaires sur le haut du bassin versant de
 1613 la Durance et une estimation des volumes d'eaux produits par la fonte des neiges.

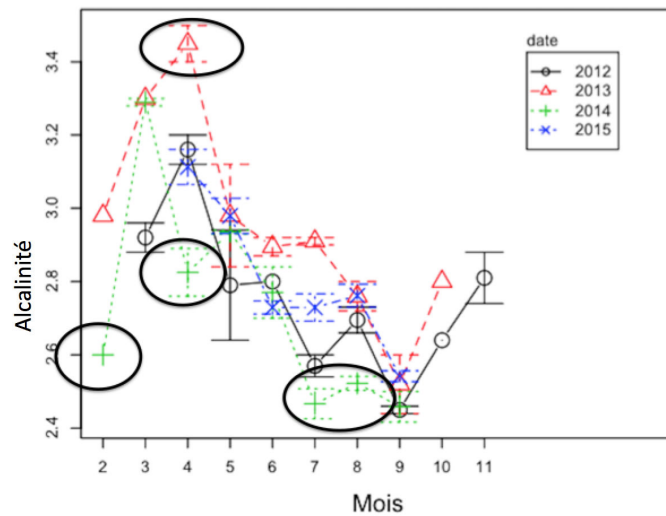


Figure 5.9 : Variations mensuelles de l'alcalinité. Les mois où les différences d'alcalinité entre 2014 et 2013 sont significatives par rapport aux autres années sont entourés d'un cercle noir.

1614 5.3 L'eau de nappe

1615 L'eau de la nappe n'a été échantillonnée que sous les prairies pendant la période
 1616 du suivi (2012-2015). Comme pour les eaux d'irrigation, les variations spatiales et
 1617 temporelles des mesures sont analysées. La recharge de la nappe représente un mé-
 1618 lange entre les eaux d'irrigation (eau des canaux) et la pluie, c'est ce mélange qui
 1619 interagit avec le CO₂ du sol et les minéraux du sol-aquifère.

1620 5.3.1 Variation spatiale des eaux de la nappe

1621 Pour l'ensemble des mesures réalisées dans la nappe sous les prairies, la varia-
 1622 bilité est non significative spatialement. Ceci indique que les différences entre les
 1623 formations superficielles des trois Craus, *i.e.* Arles, Lucquier et Miramas, ne modi-
 1624 fient pas significativement la qualité des eaux. Cependant des travaux menées sur
 1625 la relation entre l'occupation des sols et la qualité des eaux souterraines montrent
 1626 des différences significatives entre les eaux souterraines suivant l'occupation du sol
 1627 (communication personnelle, Marina Gillon, figure 5.10).

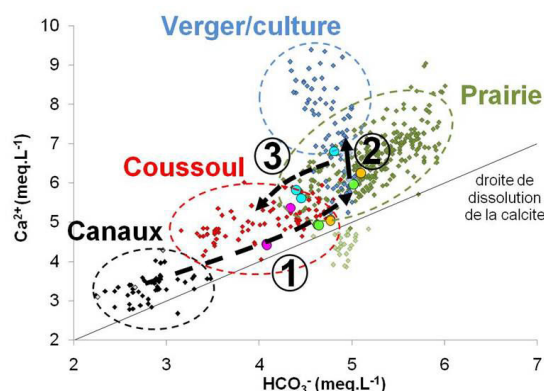


Figure 5.10 : Chimie de la nappe différente suivant l'occupation du sol.

1628 5.3.2 Variation temporelle de la nappe

1629 Sur la période du suivi (2012-2015), on n'observe pas de variation annuelle si-
 1630 gnificative des mesures sur les eaux souterraines. Ceci s'explique par le fait que la
 1631 période d'étude n'a pas été marquée par des événements climatiques extrêmes (sé-
 1632 cheresse) qui auraient pu modifier les pratiques d'irrigation comme cela avait été le
 1633 cas en 2005 et 2007 (ASTUCE & TIC, 2011).

1634 Sur cette période, de même on n'observe pas d'évolution mensuelle notable sur
 1635 l'ensemble des mesures, mis à part pour Cl et SO₄ qui varient significativement
 1636 (Figure 5.11). Les évaporites étant absentes de l'aquifère de la Crau, les teneurs en Cl
 1637 peuvent être expliquées par des effets de mélange de masses d'eau, *e.g.* pluies, eaux
 1638 d'irrigation, et des apports anthropiques, *e.g.* lixivats de la décharge d'Entressen
 1639 (NAUDET et al., 2003), activités domestiques et agricoles. Les apports anthropiques
 1640 peuvent aussi expliquer les variations des teneurs en SO₄ notamment par les apports
 1641 d'engrais agricoles.

1642 5.4 Dynamique géochimique entre les eaux d'irri- 1643 gation et les eaux de la nappe sous les prairies

1644 La dynamique géochimique entre les eaux d'irrigation et les eaux de la nappe
 1645 dans le système des prairies de foin de Crau est appréciée à partir de la détermination
 1646 des faciès géochimiques et des indices de saturation par rapport à la calcite et au

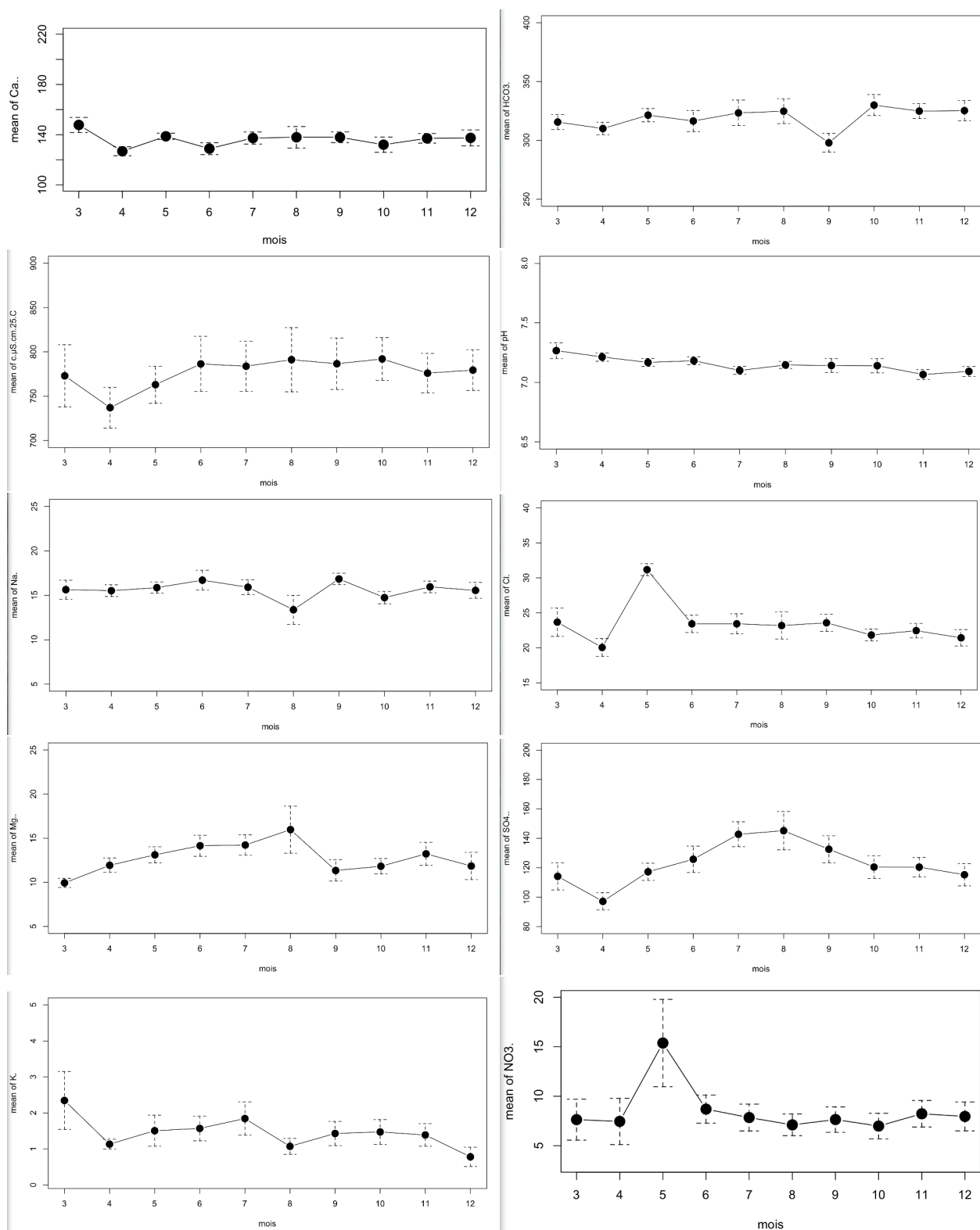


Figure 5.11 : Variations mensuelles des éléments et paramètres chimiques mesurés dans les eaux de la nappe sous les prairies de Crau en 2013.

1647 gypse.

1648 5.4.1 Faciès chimique des eaux d'irrigation et de la nappe

1649 Le suivi temporel et spatial durant la période d'observation a montré qu'il n'y
1650 a pas de variation notable dans les faciès des eaux échantillonnées. Le diagramme
1651 de Piper pour les différents échantillons d'eau d'irrigation prises en amont de la
1652 Crau, montre que toutes les eaux appartiennent au faciès bicarbonaté calcique et
1653 magnésien (Figure 5.12).

1654 Les eaux de la nappe sont bicarbonatées-calciques. Les cations suivent généralement
1655 l'ordre de décroissance $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$ avec une dominance pour le
1656 Ca^{2+} . Concernant les anions, HCO_3^- est dominant par rapport aux autres anions
1657 $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$. Le fait que Ca^{2+} et HCO_3^- dominent suggère que la mise
1658 en solution des minéraux carbonatés est le processus dominant la minéralisation des
1659 eaux.

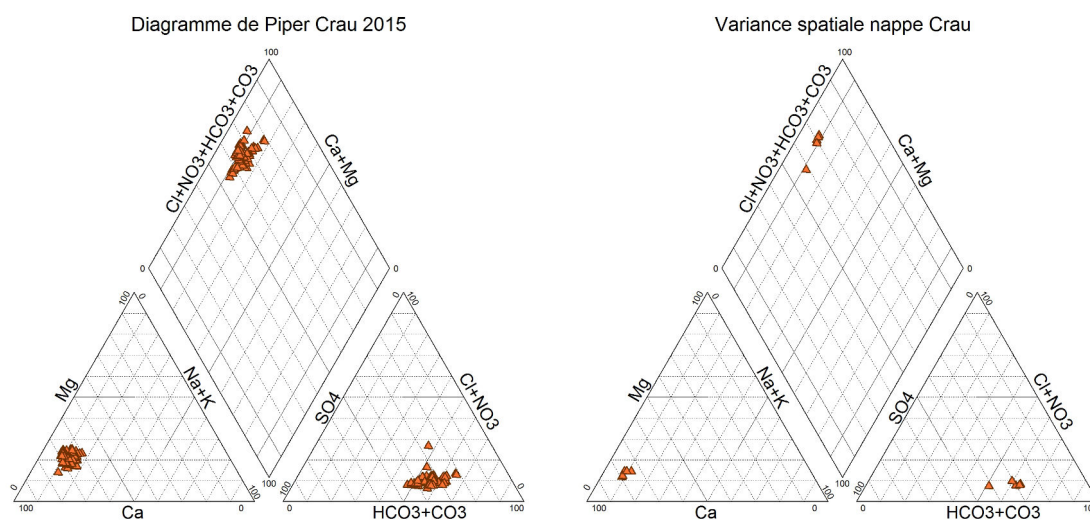


Figure 5.12 : Représentation spatiale par le diagramme de Piper des eaux échantillonnées dans le système des prairies du foin de Crau (irrigation et nappe) en 2015.

1660 5.4.2 Les indices de saturation

1661 Les indices de saturation (IS) par rapport à la calcite et au gypse sont calculés
1662 pour déterminer la balance chimique entre la phase solide et les minéraux dissous.

1663 Pour la période de suivi, les eaux d'irrigation comme celles de la nappe sont sursaturées par rapport à la calcite et sous-saturées par rapport au gypse quelque soient
 1664 turées par rapport à la calcite et sous-saturées par rapport au gypse quelque soient
 1665 le moment et le lieu de prélèvement. Les IS sont très stables et indiquent que les
 1666 eaux se distribuent entre deux états stationnaires distincts (Figures 5.13) :

- 1667 • pour les eaux d'irrigation la sursaturation par rapport à la calcite est nette ;
- 1668 • les eaux de la nappe sont positionnées au voisinage de l'équilibre avec la calcite
 1669 et se déplacent vers un pôle plus gypseux que les eaux d'irrigation indiquant
 1670 un enrichissement en sulfate lors de son parcours dans le système prairial.

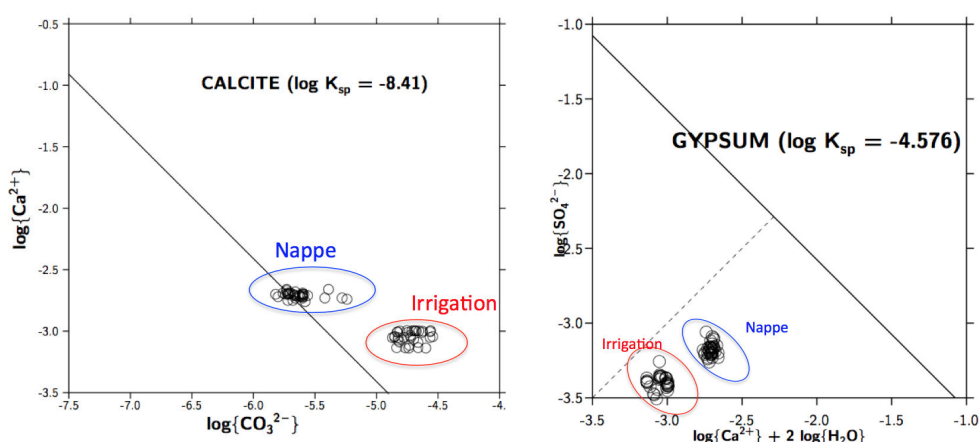


Figure 5.13 : Diagrammes de saturation par rapport à la calcite (à gauche) et au gypse (à droite) des eaux d'irrigation (en rouge) et des eaux de la nappe (en bleu) en Crau. Les points situés au-dessus de la droite d'équilibre indiquent une sursaturation des eaux, les points en dessous une sous-saturation de eaux.

1671 5.5 Conclusion

1672 La minéralité des eaux d'irrigation comme des eaux de la nappe du système
 1673 prairial en Crau est dominée par le système Ca - carbonate - bicarbonate. Les eaux
 1674 de la nappe sont plus minéralisées que les eaux d'irrigation. Sur la période 2012-
 1675 2015, qui n'est pas marquée par des événements extrêmes, les suivis spatio-temporels
 1676 montrent que les différences pétrographiques entre les substratums des trois Craus,
 1677 *i.e.* Arles, Luquier et Mimaras n'influencent pas significativement la qualité des
 1678 eaux. Ils montrent aussi une très grande stabilité chimique des eaux de la nappe
 1679 tandis que les eaux d'irrigation apparaissent comme plus sensibles à la variabilité

1680 du climat, *e.g.* printemps plus chaud et plus sec en 2014 *versus* printemps froid et
1681 pluvieux de 2013. L'absence de variation spatiale nous a permis de réduire le nombre
1682 de points de mesure et de nous concentrer pour la suite du travail et la modélisation
1683 sur la variabilité temporelle de la qualité des eaux en fonction de la dynamique de
1684 production du foin, *i.e.* les trois coupes et le pâturage hivernal.

1685 Les résultats précédents permettent de fixer deux contraintes géochimiques pour
1686 la modélisation qui va suivre :

- 1687 1. les eaux de nappe sont à l'équilibre avec la calcite, alors que les eaux d'irri-
1688 gation sont sursaturées par rapport à la calcite ; ceci implique que durant leur
1689 transfert depuis la surface du sol jusqu'à la nappe, les solutions se rééquilibrent
1690 avec la calcite ;
- 1691 2. les concentrations en phosphates dans les eaux d'irrigation et dans les eaux de
1692 nappe sont quasi-nulles malgré les apports d'engrais P-K et de fumiers d'ovins ;
1693 ceci implique que les phosphates apportés sont intégralement absorbés par les
1694 plantes, ou alors que l'excès de phosphate se fixe irréversiblement dans les
1695 horizons inférieurs du sol.

1696

Troisième partie

1697

Résultats et discussion : la modélisation

1698

1699

Chapitre 6

1700

La modélisation BioGéoChimique

1701

6.1 Construction du modèle Biogéochimique

1702

1703

1704

1705

1706

Ce chapitre présente la modélisation de l'acquisition de la composition chimique de l'eau lors de son transfert dans le sol depuis l'état initial (eau d'irrigation) jusqu'à l'état final (eau de nappe) pour établir des bilans géochimiques d'un système composé de plusieurs sous-systèmes réactifs "eau d'irrigation - foin - fertilisation - sol - eau de nappe".

1707

1708

1709

1710

1711

1712

1713

1714

1715

1716

Après avoir présenté les facteurs qui affectent l'état du système "eau - sol - plante - atmosphère", le modèle est construit en combinant les logiciels : STICS et PHREEQC, dont le choix est justifié. Des données issues de STICS sont utilisées pour préparer les paramètres d'entrées de PHREEQC. L'interface entre ces deux modèles nous permet de calculer les flux des éléments dans ce système. Il permet ainsi le calcul de l'évolution de la composition chimique des eaux à partir de la surface jusqu'à la nappe. Ce modèle permet de simuler tous les processus liés à l'interaction eau/sol/plante au cours de son parcours dans le système étudié. Cette partie du travail fait l'objet d'un article soumis au Journal "Science of Total Environnement".

1717

1718

1719

1720

1721

1722

En résumé, cet article présente la construction de la chaîne de traitement des données et de l'enchaînement des processus à considérer. Il présente la validation de ce modèle et que le modèle est capable de prendre en compte l'évolution des eaux lors de leur parcours dans le sol et de mettre en évidence les processus majeurs qui déterminent la qualité de l'eau et d'établir des indicateurs géochimiques pertinents pour la gestion du système.

1 Combination of a crop model and a geochemical model
 2 as a new approach to evaluate the sustainability of an
 3 intensive agriculture system

4 Gihan Mohammed¹, Fabienne Trolard^{1*}, Marina Gillon¹, Anne-Laure
 5 Cognard-Plancq¹, André Chanzy¹, Guilhem Bourrié¹

6 **Abstract**

7 Biogeochemical modelling (BGCH) through STICS-PHREEQC coupling (geo-
 8 chemical and crop models) is a new approach to evaluate the sustainability
 9 of an agricultural system in the context of climate change and urban sprawl.
 10 The components of sustainability addressed here are: i) the short-term nu-
 11 tritional status of soils; ii) the long-term tendency of soils towards decarbon-
 12 atation and acidification. Our approach is based upon aqueous geochemistry
 13 and the stepwise modifications of soil solution during its transfer from the
 14 surface to groundwater. Model is constrained by boundary conditions: i) in-
 15 puts to soil, equilibrium with calcite; ii) outputs to groundwater, forcing soil
 16 solution to equilibrate with apatite. BGCH of the "Water, Plant, Soil and
 17 Atmosphere" (WPSA) system allows for simulating the concentration of irri-
 18 gation water by evapotranspiration, equilibration with soil pCO₂, dissolution
 19 of fertilizers (P-K, no N), and nutrient absorption by plants as removal of
 20 the corresponding ions from the solution. This method is applied on the per-
 21 manent grasslands of the Crau, south France, which they submit to surface
 22 irrigation since the 16th century by water withdrawn from Durance River to
 23 produce hay of high quality (AOP) exported to worldwide. The results show
 24 that the crop and irrigation system in the Crau plain has thus protected
 25 and ameliorated soils, while sustaining production of high quality crops and
 26 a correct income for farmers. This has been made possible by investments
 27 in water control (irrigation and drainage). It is now endangered by urban
 28 sprawl.

29 *Keywords:* Biogeochemical modelling, Mineral flux, Irrigation quality,
 30 Permanent grassland

*Corresponding author
 Preprints submitted to Science of the Total Environment December 21, 2016
 Email addresses: gihan.mohammed@inra.fr (Gihan Mohammed),
 fabienne.trolard@inra.fr (Fabienne Trolard), marina.gillon@univ-avignon.fr
 (Marina Gillon), anne-laure.cognard-plancq@univ-avignon.fr (Anne-Laure
 Cognard-Plancq), andre.chanzy@inra.fr (André Chanzy), guilhem.bourrie@inra.fr
 (Guilhem Bourrié)

¹UAPV-INRA-UMR1114 Emmah, Université d'Avignon, Domaine Saint-Paul, Site
 Agroparc, 84914 Avignon, France

31 1. Introduction

32 In the circumstances of global changes, urban sprawl and climate change,
33 degradation risks of natural and agricultural environments are increasing and
34 the vulnerability of territories as result is stupendous (Pachauri et al., 2007;
35 Zhanget al.,2007;PageaudandCarré,2009;Oliosoe tal.,2013;Baillieux
36 et al.,2015;Trolard et al.,2016). With population growth, the pressure
37 on the territories affected by urbanization will continue to grow (Laroche
38 et al.,2006;CheverryandGascuel,2009),andisoneofthemajorthreats
39 onagricultural,foodandbiologicalsystems,aswellasthelocalenvironment
40 (Fouchier,2011). Climatechangemaypositivelyornegativelyimpactthe
41 servicesprovidedbyecosystemsonwhichoursocialsystemsdepend(Tro-
42 lardandDangeard,2014). Soilsandwatersensuremajorserviceslikethe
43 maintenanceofhabitats,populationsandecosystems(CheverryandGascuel-
44 Odoux,2002),however,anychangecouldleadsoilstodegradequicklyby
45 radicalchangeintheirphysicochemicalcharacteristicsdisruptingsoilbiology
46 (micro- andmacro-fauna)andtheelementscycles(C,N,Fe,etc)(Nawaz
47 etal.,2013).

48 To ensure the resilience of a territory face to these changes, we must
49 integrate information that characterize the spatio-temporal trajectories of
50 ecosystems to test scenarios for possible changes (Trolard et al., 2013b).
51 Itisrecognizedthatirrigatedsystemscanregulatethelocalclimate,water
52 resourcesandfoodsecuritybutlittleattentionhasbeenspentotheinfluence
53 ofnutrientsinirrigationwater,thoughnutrientssuppliedbyirrigationwater

54 are not negligible, except in the special case of the application of treated
55 wastewater for agricultural irrigation, which could provide nutrients and
56 fulfill economic benefits (Cromer et al., 1984; Burau et al., 1987; Asano,
57 1998; Shuval, 1991; Oron et al., 1995; Lubello et al., 2004; Bixio et al., 2006;
58 Tsiridis et al., 2009; Angelakis and Bontoux, 2001). Water scarcity and
59 increase of costs of fertilizers make a more rigorous evaluation of water use
60 in agriculture necessary.

61 The purpose of this paper is to address agriculture sustainability in the
62 context of climate change and urban sprawl using a new approach. More
63 specifically, the components of sustainability addressed here are: i) the short-
64 term nutritional status of soils; ii) the long-term tendency of soils towards
65 decarbonation and acidification. Our approach is based upon aqueous geo-
66 chemistry and the stepwise modifications of soils solution during its transfer
67 from the surface to groundwater. Concepts from agronomy, climatology,
68 geochemistry and soil science are integrated in a BioGeoChemical model
69 (BGCH).

70 This approach is tested on a demo area: the permanent grassland in the
71 Crau (south of France) that is now threatened by both urban sprawl and
72 decreasing water availability for irrigation (Trolard et al., 2016). This allows
73 for assessing ecosystem services that are supplied by agriculture like food
74 production, soil and groundwater quality protection.

75 **2. Modelling**

76 *2.1. Principles of the BioGeoChemical (BGCH) model*

77 To build up the biogeochemical model of the "Water, Plant, Soil and
78 Atmosphere" (WPSA) system, it is necessary to consider all processes that
79 will influence the chemical composition of soil solution (Figure A.1): evap-
80 otranspiration, exchange of matter with soil and plants, input of fertilizers
81 and manure (Mohammed et al., 2016b). Thus it is necessary to acquire data
82 on: i) the chemical composition of irrigation water and groundwater; ii) the
83 nature and quantities of fertilizers and manure input on grassland soils; iii)
84 the quantities of chemical elements harvested and exported during the vari-
85 ous cut of hay; iv) the effect of winter grazing meadows by sheep, and v)
86 $p\text{CO}_2$ and temperature conditions in the soil.

87 The construction of the BioGeoChemical conceptual model (BGCH) is
88 based on interfacing existing models, namely the crop model STICS (Brisson
89 et al., 2002) and the geochemical model PHREEQC (Parkhurst and Appelo,
90 2013) (Figure A.2). This interface is a part included in the general PRECOS
91 framework approach (Trolard et al., 2016).

92 STICS takes into account climate, soil characteristics, the type of culture
93 and crop management. Its outputs are the production (yield and quality)
94 and water and nitrogen balances. STICS was adapted for grassland (Ruget
95 et al., 1999) and tested with success for various types of grasslands (Ruget
96 et al., 2006).

97 PHREEQC takes into account the major geochemical processes that deter-

98 minethewaterqualityintheWPSAsystem. Fromthegrowthofbiomass
 99 givenbySTICSandtheinorganiccompositionofplants, thefluxesofel-
 100 ementsuptakenbyplantscanbecomputedasnegativevaluesandare
 101 givenasconstraintsforPHREEQCmodel. STICScanalsocomputethe
 102 evapotranspirationandthewaterflowpercolatingbelowtherootsystem,
 103 fromwhichPHREEQCcancalculatechangesinthechemicalcomposition
 104 ofthesoilsolution. Itcalculatesthedegreeofsaturationindexes($SI =$
 105 $\log IAP - \log K(T)$),where IAP istheIonicActivityProductand K isthe
 106 equilibriumconstantofthereactionattemperature T)forvariousolidmin-
 107 erals(calcite,gypsumetc.),changesinthewaterqualityduringitspathway
 108 throughthesoil, theamountsofdissolvedorprecipitatedminerals.
 109 Therresultsarepresentedasgraphsinwhichsoilsolutionisconsideredas
 110 anode(BourriéandLelong, 1990)andwheredifferentpools(soilminerals,
 111 plants,fertilizers)areconnected.

112 *2.2. Modelconstitutiveequations*

113 —*STICSOutputs*. Fromclimaticdata,rainfall P ,temperature t ,irrigation
 114 I ,andcropparameters,STICScalculates:(i)evapotranspiration ET ,(ii)
 115 LeafAreaIndex LAI ,acentralparameterfortheinterceptionlawsoflight
 116 radiationasafunctionofcanopydevelopment,(iii)wateruptakebyplants,
 117 (iv)theamountofwaterthatdrainsbelowtherootsystemintothe deep
 118 horizonsofsoil(drainage D),(v)thenitrogenuptakebyplants,(vi)growth
 119 andtheamountofbiomassproduced(yield R). Theseoutputdataare

120 used to calculate the factor of water concentration by evaporation, which is
 121 computed as concentration factor:

$$f_c = \frac{P + I}{P + I - ET} = \frac{P + I}{D}, \quad (1)$$

122 where I = Irrigation and D = Drainage (Table A.4).

123 The P, I, R and D quantities provided by STICS allow for computing
 124 fluxes (mass/unit area) from concentrations of elements in plants (mass of
 125 element/kg of dry matter DM), in irrigation water, groundwater and soil
 126 solution (mass/volume of soil solution).

127 The flux of inorganic element exported by crop (Q_b) is given by:

$$Q_b = R \times [E]_b, \quad (2)$$

128 where $[E]_b$ is the concentration of an element in plant (biomass) (mol kg^{-1})
 129 DM, and R the yield of exportation (kg of DM m^{-2}), and Q_b is in mol m^{-2} .

130 The flux of protons excreted by roots, *i.e.* the negative alkalinity flux
 131 into the solution, is implicitly modelled from the difference of bases uptaken
 132 and neutral salts uptaken as explained below, which takes thus into account
 133 the rhizosphere effect.

134 The flux of inorganic element brought by irrigation water is given by:

$$\begin{aligned}
 Q_p &= P \times [E]_p + I \times [E]_I, \\
 &\simeq I \times [E]_I,
 \end{aligned}
 \tag{3}$$

135 where, $[E]_p$ is the concentration of an element in rain water and $[E]_I$ is the
 136 concentration of an element in irrigation water. Rain water is here considered
 137 as a contribution negligible to input of elements.

138 The flux of inorganic element exported by drainage (Q_d) is given by:

$$Q_d = D \times [E]_d,
 \tag{4}$$

139 where, $[E]_d$ is the concentration of an element in soil solution ($\text{mol m}^{-3} =$
 140 mmol L^{-1}), and D the drainage ($\text{m}^3 \text{ (water) / m}^2$), and Q_d is in mol / m^2 .

141 These equations are then used in PHREEQC simulation to calculate
 142 fluxes of elements between soil and plant pools and soil solution and even-
 143 tually the modifications of soil solution during its transfer through soil and
 144 output to groundwater.

145 — *PHREEQC Simulation*. PHREEQC is used

- 146 1. to compute saturation indexes SI of solutions with respect to minerals
 147 that can dissolve or precipitate;
- 148 2. to simulate the modifications of the chemical composition of soil solu-

- 149 tion when it equilibrates with minerals, *e.g.* calcite and apatite and
 150 including CO_2 , as CO_2 is formally treated as a mineral;
 151 3. to simulate irreversible dissolution of fertilizers;
 152 4. to simulate the removal of some constituents from the solution: water
 153 in order to simulate evaporation and some minerals in order to simulate
 154 uptake of inorganic elements by plants.

155 The first two functionalities of PHREEQC are classical, the third and
 156 fourth ones are original and will be detailed hereafter.

157 Irreversible dissolution of fertilizers is simulated as dissolution of any
 158 mineral. The chemical composition of fertilizers is known and the mineral
 159 components are derived from the chemical and mineralogical analyses of fer-
 160 tilizers and from the nature of industrial processes: (i) inorganic P fertilizers
 161 consist of calcium di-hydrogen phosphate, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ more soluble
 162 than apatite and obtained by acid attack of apatite by sulfuric acid, with
 163 gypsum $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ anhydrite CaSO_4 and bassanite $\text{CaSO}_4 \cdot 0.5\text{H}_2\text{O}$ as
 164 by-products; (ii) K fertilizers mainly consist of arcanite, K_2SO_4 , and sylvite,
 165 KCl

166 The uptake of inorganic elements by plants is simulated here by PHREEQC
 167 as follows: P absorption by plants is simulated as the removal of calcium
 168 phosphate from the solution, S absorption by plants as the removal of gyp-
 169 sum, calcium being absorbed in excess of the sum of P and S, the remaining
 170 Ca absorption is simulated as CaO removal from the solution; Na, K and
 171 Mg absorption by plants are simulated as the removal of Na_2O , K_2O and

172 MgO from the solution.

173 Calcium di-hydrogen phosphate, arcanite, sylvite, Na_2O , K_2O , CaO (lime)
174 and MgO (periclase) were introduced in PHREEQC database; gypsum is al-
175 ready present in the database.

176 Dissolution of fertilizers and uptake by plants are respectively simulated
177 as an addition or a removal of the corresponding electrically neutral com-
178 ponent to soil solution, in the same way as evaporation is simulated with a
179 negative coefficient for water. To avoid transient negative concentrations,
180 fertilizer dissolution was simulated before absorption by plants.

181 Activity coefficients were computed with Debye-Hückel extended law, as
182 ionic strength is small enough (≈ 0.01 M). No attempt was made to simulate
183 N cycle; instead, the reaction of reduction of nitrate into ammonium was
184 removed from the database as it is biologically mediated and N(III) and
185 N(V) were considered as distinct elements separated by a kinetic barrier.

186 —*PHREEQC-STICS combination*. The modification of the chemical com-
187 position of soil solution from the input in soil to its output to groundwater
188 are simulated step by step. At each step, the integration time is enough long
189 (2-3 months) for the change in storage in soil (ΔS) to be negligible compared
190 to the fluxes that pass through it; as a result soil solution is considered as
191 anode, so that the sum of fluxes entering solution (positive) is equal to the
192 sum of fluxes leaving the solution (negative):

$$Q_p + Q_w + Q_b + Q_d = 0, \quad (5)$$

193 where Q_b is the flux exported to plants (biomass), Q_d the flux exported by
 194 drainage to the next node, Q_p the input flux by irrigation water from former
 195 node and Q_w the flux provided by fertilizers and / or mineral dissolution
 196 or precipitation. The boundary conditions fix the values of Q_p : inputs by
 197 irrigation and rain at the surface of soil and Q_d : drainage to groundwater
 198 below the roots system, given by STICS.

199 The number of moles (n) of dissolved fertilizers per m^2 of irrigated meadow
 200 and relative to 1 L of water, which drains is derived by the following equa-
 201 tions:

$$Q_w = \nu_E \times n, \quad (6)$$

202 where, Q_w is the input flux by fertilizers, ν_E is the stoichiometric coeffi-
 203 cient of element E in the fertilizer and n is the number of moles of fertilizer
 204 dissolved per m^2 . This assumes that fertilizers dissolve stoichiometrically.

205 The mass balance for any element E can be written as:

$$D \times [E]_I + \nu_E \times n - R \times [E]_b - D \times [E]_d = 0. \quad (7)$$

206 In addition, one has:

$$[E]_I = f_c \times [E]_0 = \frac{I}{D} \times [E]_0, \quad (8)$$

207 where $[E]_0$ is the concentration of an element (E) in surface water before
208 concentration and equilibration with soil CO_2 .

209 We chose potassium to calibrate the model, supposing that there is no
210 net fixation of K^+ in soil (ion exchange) during the interval of cuts (several
211 months); the composition of fertilizers is then conventionally related to K^+ ,
212 so that $\nu_E = 1$ for K^+ . For K^+ , eq. 7 becomes:

$$D \times [K^+]_I + n - R \times [K^+]_b - D \times [K^+]_d = 0, \quad (9)$$

213 from which, n is derived as:

$$n = D \times [K^+]_d - I \times [K^+]_0 - R \times [K^+]_b, \quad (10)$$

214 The number of moles (n) of dissolved fertilizers per m^2 is then given as:

$$\frac{n}{D} = [K^+]_d - \frac{I}{D} \times [K^+]_0 + \frac{R}{D} \times [K^+]_b. \quad (11)$$

215 Hereby consequently, the concentration of any element (E) output to
 216 groundwater is given as:

$$[E]_d = [E]_I - \frac{R}{D} \times [E]_b + \nu_E \times \frac{n}{D}, \quad (12)$$

217 Data and parameters necessary for the simulation of changes undergone
 218 by irrigation water in the meadows are given in table A.4.

219 **3. Material and methods**

220 *3.1. Case study*

221 Our site of study is Crau area, and it was monitored during four years
 222 (2012-2015). This area is situated in Provence (South-East of France). Its
 223 climate is mediterranean with a rainfall average about 550 mm/yr. Since
 224 the 16th century water has been withdrawn from Durance River to this
 225 area, which has gradually constituted a dense network of channels, hence
 226 enlarging irrigated area (Bonfillon, 2003). Crau area is divided into i) dry
 227 Crau, which is occupied by a natural steppe (9,200 ha); ii) wet Crau that
 228 is an irrigated area, mostly occupied by permanent grasslands (15,000 ha).
 229 Irrigation contributes to about 70-80% of the total recharge of the aquifer
 230 (Bourrié et al., 2013; Oliosio et al., 2013; Trolard et al., 2013a). Durance
 231 River deposited pebbles, which were cemented by calcium carbonate to form
 232 a pedogenetic puddingstone. Soils developed on this puddingstone are calcic

233 luvisols (Bouteyre and Duclos, 1994), with a topsoil of 40 cm to 50 cm thick,
234 containing a large content of pebbles (Colomb and Roux, 1978). The topsoil
235 was progressively enriched in fine fractions due to silt input from the Durance
236 River through irrigation period from April to September early from the 16th
237 century.

238 Fertilization consists only of supplying P_2O_5 and K_2O (Diehl and Denoy,
239 1942; Mohammed et al., 2016a) for first and second cuts. Yield income
240 is by three hay cuts per year, in May, June-July and August- September
241 respectively. In addition, a fourth cut is grazed directly by sheep in autumn
242 and during the winter, but with a low value of digestibility. Thus the passage
243 of sheep fertilizes grasslands with dung and urine, which represent a bulk
244 mass of about 15 tons/ha to 30 tons/ha (Hugues et al., 1952). This area
245 produces a high-value hay with a Certified Origin Product label (in french
246 AOP), which is exported all around the world.

247 However, irrigated grassland areas in this study area are expected to
248 decrease by 6 % to 11 % in 2030, because of land use change, specially ur-
249 bans sprawl, which jeopardizes the sustainability of groundwater and perma-
250 nent grasslands, and reduction of irrigation by about 30% due to allocation
251 changes of water to other activities such as urban and industrial areas (Oliosio
252 et al., 2013; Trolard et al., 2016).

253 *3.2. Crop model STICS operation*

254 Simulations with STICS were made using its regional version where every
 255 irrigated grass fields (≈ 7000 in the Crau area) were simulated within a mul-
 256 tisimulation framework. Climate data were given by a station located at the
 257 domain du Merle (Figure A.3) managed by the INRA-Agroclim unit. Soils
 258 characteristics were derived from the Arles soil map (Bouteyre and Duclos,
 259 1994), and their irrigation history. Grass irrigation is made by flooding. Irri-
 260 gation schedule is governed by a water turn which is fixed. To characterize
 261 their irrigation agenda and harvesting agenda for all fields, a stochastic model
 262 was implemented based on observations made in farms. Among the outputs,
 263 the harvested biomass R and the drained water D were used in the study.

264 *3.3. Data collection and analytical methods*

265 Meteorological data from INRA (Agroclim, Avignon) and Météo France
 266 stations were used in STICS model (minimum and maximum temperatures,
 267 precipitation, solar radiation, wind speed and evapotranspiration of refer-
 268 ence) to compute the yield (R) and drainage (D), for 2012-2015.

269 The data used in PHREEQC is the result of sampling field campaigns
 270 (Figure A.3) (irrigation water, groundwater, chemical composition of hay,
 271 mineralogy and chemical composition of fertilizers), collection of historical
 272 chronicles (chemical analysis of hay, groundwater quality, climate data) dur-
 273 ing four years (2012-2015).

274 For waters, temperature, pH and oxidoreduction potential E were mea-

275 sured *insitu* samples were filtered at 0.45 μm in the field; analyses of K^+ ,
276 Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} were performed by atomic absorption spectrophotometry,
277 F^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} by ion chromatography, SiO_2 by the molybdate-blue
278 method and alkalinity was measured by acidimetric titration following Gran's
279 method (Gran, 1952).

280 For plants, analyses of major inorganic elements of the main families of
281 plants were performed by ICP dry residues on the three cuts of 2015 (at
282 INRA-URSAVE, Bordeaux laboratory, France). A database of the min-
283 eral composition of the hay since 1960 has been built from slips analysis
284 conducted for the professional organization Committee Crau hay in accor-
285 dancetothepositionsoforiginallyprotecteddesignationof(AOP)(Mo-
286 hammedetal.,2016a).

287 For fertilizers, representative samples used in Crau were collected. On
288 thesesamples,X-raydiffractometrywasperformedfor2014campaign,anal-
289 ysesofpreviousyears were collected from the committee of hay (Comité du
290 foin de Crau, 2014). Enquiries were made for fertilizer management.

291 3.4. Goodness of fit

292 For a meaningful comparison of measured and simulated data and for
293 granted, it is important to use different types of assessment methods. The
294 starting point for this process is a data graph containing the measured and
295 simulated data values of the same variable. To detect the differences between
296 the simulated and measured data, we used as a first step the correlation co-

297 efficient comparison between the model output and the measurement to test
 298 the model accuracy. The comparison is often based on correlation between
 299 the calculated and measured values and regression of measured on calculated
 300 values. The range of Coefficient of determination R^2 lies between 0 and 1
 301 which describes how much of the observed dispersion is explained by the
 302 prediction. The root mean square error ($RMS E$) that gives an overall as-
 303 sessment of the difference and the mean bias error ($MB E$) that characterizes
 304 the bias of the difference were used. Statistical test of Paired t -test is used
 305 by direct comparison between measured and simulated using the null (H_0)
 306 and alternative (H_1) hypothesis. The Nash-Sutcliffe efficiency (E) is used
 307 to reduce the problem of the squared differences and the resulting sensitivity
 308 to extreme values (Nash and Sutcliffe, 1970). It can range from $-\infty$ to 1,
 309 an efficiency of 1 ($E = 1$) corresponds to a perfect match of modeled and
 310 observed data. Index of agreement (d) is used to overcome the insensitivity
 311 of E and R^2 to differences in the observed and predicted averages and vari-
 312 ances (Legates and McCabe, 1999); d is the ratio of the mean square error
 313 and the potential error, its range is similar to that of R^2 and lies between 0
 314 (no correlation) and 1 (perfect fit).

315 4. Results and Discussion

316 Complete results are given in Annex (tables A.1, A.2 and A.3). Average
 317 values are given in tables A.5, A.6, A.7 and A.8.

318 The chemical composition of irrigation waters show only slight variations

319 of Na^+ , Cl^- and SO_4^{2-} ; pH, Ca^{2+} , Alk. and Mg^{2+} are quasi-constant.

320 The chemical composition of groundwaters shows even smaller variations;
321 pH is lower and inorganic C is larger than in irrigation water.

322 The chemical composition of hay shows systematic variations: the con-
323 tents of inorganic elements increase from $\text{C3} > \text{C2} > \text{C1}$ (Mohammed et al.,
324 2016a).

325 *4.1. Mineralelements balances*

326 STICS outputs, yield R , Drainage D and factor of concentration of so-
327 lution by evaporation f_c are given in table A.8. A time step is considered for
328 three cuts per year. Using equations 2 and 3 fluxes brought by irrigation
329 water Q_I and exported by plants Q_b were computed; results are given in
330 table A.9

331 The mass balance calculations show that the irrigation water meets the
332 plant mineral needs except for P and K (Table A.9).

333 *4.2. Check of equilibria with calcite and gypsum*

334 Saturation Indices of solutions with respect to calcite and gypsum were
 335 computed with PHREEQC. Positions of irrigation waters and groundwaters
 336 in equilibrium diagrams (Figure A.4) show that:

- 337 • irrigation waters are oversaturated with respect to calcite;
- 338 • groundwaters are close to equilibrium with respect to calcite ($SI =$
 339 0.1 ± 0.05);
- 340 • all solutions are under-saturated with respect to gypsum.

341 *4.3. Simulations of the modifications of the composition of solution during*
 342 *its transfer through soil*

343 Model is constrained by boundary conditions:

- 344 • input, irrigation water is slightly oversaturated with respect to calcite
 345 ($SI = 0.76 \pm 0.06$) as demonstrated above; this is due to the origin of
 346 Durance River from carbonated sediments in the Alpes;
- 347 • output to groundwater of P is null (database of BRGM (2016)), whereas
 348 P inputs by fertilizers are necessary to complete P brought by irriga-
 349 tion. Indeed, farmers bring P-K fertilizers with a slight excess of P with
 350 respect to K; as P concentration in groundwater is null, this implies
 351 that P in excess precipitates in the subsoil. As the geochemical envi-
 352 ronment is close to equilibrium with calcite, the most likely form of P

353 precipitation is apatite. In the simulation, we force thus soil solution
 354 to equilibrate with apatite before arriving to groundwater.

355 The simulations (S) are divided into three main steps. Firstly, in S1
 356 (Figure A.5) irrigation water concentrates by evaporation and equilibrates
 357 with soil atmosphere $p\text{CO}_2 = 2 \times 10^{-3}$ bar, this last value is derived from
 358 groundwater SI computed by PHREEQC supposing that there is no change
 359 of CO_2 in soil horizon. Secondly, in S2 and S3, soil solution equilibria are
 360 computed after dissolution of mineral fertilizers and absorption of mineral
 361 elements by plants. Thirdly, in S4, the soil solution drains below the root
 362 zone and relaxes to equilibrium with calcite and hydroxyapatite.

363 For example for first cutting in 2015, over these steps Ca, pH and C total
 364 balances are detailed in fig. A.5 The irrigation water has an initial chemical
 365 composition containing in 1 kg of water 1.683 mmol of Ca, 3.176 mmol of C
 366 total, with pH=8.45. The precipitation of carbonates out of irrigation water
 367 is highly dependent on the concentrations of Ca^{2+} , Mg^{2+} and HCO_3^- ions
 368 dissolved in the irrigation water (Bower et al., 1965; Suarez and Rhoades,
 369 1977; Suarez, 2000; Hannam et al., 2016). The dissolved Ca^{2+} and HCO_3^-
 370 concentrations present in irrigation water are sufficient to cause small quan-
 371 tities of CaCO_3 to precipitate out of solution.

372 During S1 step, the irrigation water is diluted by rain water and then
 373 concentrated by evaporation. These two opposed effects directly determine
 374 the concentration factor (f_c) such that $f_c = 1.34$. This leads to an increase
 375 both of concentrations of Ca and inorganic C in water by $f_c = 1.34$ (Cato

376 2.255 mmol and Ctotal to 4.256 mmol).

377 Simultaneously, during infiltration in the top soil (Horizon A), irrigation
378 water equilibrates with $p\text{CO}_2$ of the soil atmosphere, which is larger than
379 CO_2 in atmosphere due to organic matter oxidation in the soil. Thus a small
380 amount of CO_2 dissolves and provides 0.136,7 mmol of C and lead to calcite
381 dissolution that provides 0.432 mmol of Ca. These modifications keep the soil
382 solution in equilibrium with calcite, although irrigation water was initially
383 over-saturated, and can be explained by the fact that the residual alkalinity
384 of calcite in irrigation water is negative (Al-Droubi et al., 1980). As a result
385 pH decreases to 7.13.

386 Therefore, changes in the chemical composition of water are the result of
387 two opposite processes:

- 388 • concentration by evaporation of a saturated water tends to favor the
389 increase of pH (Harvie and Weare, 1980), since the alkalinity is positive,
390 and to precipitate calcite;
- 391 • the dissolution of CO_2 tends to lower the pH and dissolve calcite.

392 The result of simulation by PHREEQC shows that the latter effect is
393 dominant. Then this solution is brought back to 1 kg of water by identically
394 mixing the resulting solution with itself, in order to keep the mass reference
395 to 1 kg of water. Thereafter, the volume of water does not change and the
396 concentrations can be directly compared with groundwater composition.

397 Hereafter simulation of water quality divides into two steps, first when

398 inputs of inorganic elements are added to the solution from fertilizers and
 399 manure (S2), secondly when elements are withdrawn from the solution by
 400 plants (S3). In step S2, dissolution of fertilizers adds 0.147 mmol Ca.

401 In step S3, roots absorb 0.236 mmol Ca and other nutrients, excreting
 402 $[H^+]$ which acidifies the solution: pH decreases to 6.7. Fertilizer application
 403 quasi-exactly compensates nutrient requirements.

404 The amount of dissolved fertilizer was fitted on the concentration of K +
 405 in groundwater, and it was simply assumed that the fertilizers dissolve pro-
 406 portionally to the average composition of the P-K fertilizer. This results in a
 407 slight excess of P addition, as the ratio P/K in fertilizers added is larger than
 408 the ratio P/K in the plant requirement. The amount of absorbed charge by
 409 plants is positive as dominated by the potassium uptake. The plant com-
 410 pensates for this excess positive charge by the root proton transmission to
 411 the soil $\Sigma[H^+] = [Na^+] + [K^+] + 2[Ca^{2+}] + 2[Mg^{2+}] - [H_2PO_4^-] - 2[SO_4^{2-}]$
 412 so that the soil-plant system remains electrically neutral globally.

413 Other studies revealed that plant activity enriches the upper part of soil
 414 profiles with inorganic elements used during growth (*e.g.* Si, K, Ca, Mg) (Job-
 415 bagy and Jackson, 2001; Lucas, 2001; Barre et al., 2009). Some studies have
 416 provided evidence of plants accelerating silicate weathering and CO₂ con-
 417 sumption (Alexandre et al., 1997; Kelly et al., 1998; Moulton et al., 2000;
 418 Hinsinger et al., 2001; Song et al., 2011, 2012). These cited factors enhance
 419 the important role of plants to enhance mineral balance in soils solution. Nev-
 420 ertheless, plant uptake was crude in literature of biogeochemical modelling

421 or daily uptake of inorganic elements by plants is not taken into account
422 (Hartman et al., 2007), It's important to have daily simulations, but daily
423 plant chemical analysis is complicated.

424 Finally in step S4, the drainage water before reaching the groundwater
425 equilibrates with respect to calcite, hydroxyapatite and $p\text{CO}_2$, as this was
426 the boundary conditions fixed: (i) calcite dissolution occurs, which adds
427 0.444 mmol Ca and C, and (ii) slight amount of P reaches the groundwater,
428 which is simulated as precipitation as hydroxy-apatite (Table A.10); the
429 simulation of apatite precipitation is quantified as an irreversible fixation
430 of 0.016 mmol Ca; (iii) degassing releases 0.636 mmol CO_2 , which leads to
431 increase pH to 7.11.

432 In all the preceding steps, the soil solution can be regarded as a "node"
433 in the graph of fluxes exchanged between compartments.
434 All of previous simulation steps (S1, S2, S3, S4) of first cutting are similar for
435 the second cutting but not for the third cutting during the same year. The
436 difference of the last one is that there is no addition of industrial fertilizers but
437 dissolved (P-K) available from grazing manure addition in winter, which has
438 major control on the morphology and soil chemistry (Trimble and Mendel,
439 1995; Hiltbrunner et al., 2012; Kang and Freeman, 1999; Freeman et al.,
440 2004; McKinley et al., 2005; Hiltbrunner et al., 2012; Park et al., 2014).

441 Mass balances of Ca, C and pH were performed using balance sheets
442 for four years within three cutting of Crau' hay (Fig. A.6A.7A.8A.9).
443 They show the sequence of geochemical processes that modify the chemical

444 composition of water from irrigation water to groundwater. It seems that the
445 irrigated agricultural system has the side effect of buffering the pH of soil by
446 bringing carbonate; pH is buffered by equilibrium with calcite in a pH range
447 (7 to 8.3 depending on the partial pressure of CO_2 in soil); it has a positive
448 effect in maintaining soil quality and fertility, as it opposes to the general
449 geochemical tendency to decarbonate in the north of Mediterranean sea,
450 to acidification and degradation of clay minerals and soil structure.

451 The model BGCH is expected to mimic perfectly all processes from sur-
452 face water to groundwater compared to other models proposed in the litera-
453 ture (Szegedi et al., 2008). Heat, water, nitrogen (N) and carbon (C) fluxes
454 that are simulated in the soil-plant-atmosphere system had a lot of attention
455 (*e.g.* Cramer et al., 2001; Morales et al., 2005; Yu et al., 2006; De Kauwe
456 et al., 2013; Forster et al., 2013; Friedlingstein et al., 2014; Walker et al.,
457 2014; Wenzel et al., 2014; Sándor et al., 2016; Senapati et al., 2016; Zhang
458 et al., 2016)), our model can simulate mostly the fluxes of all of inorganic
459 elements. In addition, using crop model to get internal parameters in geo-
460 chemical models simplified the work and reduced parameter number (Braud
461 et al., 1995). However, several models have been built to mimic water flows
462 including the main physical processes in the system soil, plant and atmo-
463 sphere with detailed several compartments of the model, whereas the other
464 compartments remain crude (Campbell, 1985; Passerat De Silans et al., 1989;
465 Lynn and Carlson, 1990; Inclán, 1993; Flerchinger and Pierson, 1997; Braud
466 et al., 1995; Cornelis et al., 2010).

467 *4.4. Simulated and measured data*

468 Hereby, it enables the identification of performance problems based on a
 469 comparison of measured data and simulated data to determine whether the
 470 difference is in fact due to a performance problem of WPSA biogeochemi-
 471 cal model. Two elements were eliminated from comparison, Kasour model
 472 was fitted on the concentration of K^+ in groundwater and N because of its
 473 biological cycle. According to results that are illustrated in Fig. A.10 and
 474 table A.11, the excellent correlation between measured and simulated values
 475 of groundwater validates the WPSABGCH model.

476

477 *4.5. Csink in soils*

478 Irrigation can affect soil carbon storage by altering both soil organic car-
 479 bon (SOC) and soil inorganic carbon (SIC) cycling (Hannam et al., 2016).
 480 During the water quality transformation, which takes place in the upper
 481 horizon of the soil (Horizon A), irrigation water dissolves calcite and CO_2
 482 of the soil atmosphere to maintain the soil solution at equilibrium with cal-
 483 cite, although the irrigation water is supersaturated at start with respect to
 484 the calcite. For 2015 cut 1, to obtain 1 L of groundwater, irrigation water
 485 starts by 1.34 L, and therefore 1.37 mmol of CO_2 (g) of the soil atmosphere
 486 is removed. Then, the solution re-equilibrates with the calcite, since there
 487 is a stock of "active limestone" and the calcareous crusting ("taparas") of
 488 the soil. As result, 0.444 mmol of calcite dissolve and 0.635 mmol of CO_2

489 degas, which return to the soil atmosphere per 1 kg of drained water below
490 the root system.

491 The balance is that 0.735 mmol of CO_2 per 1 kg of drainage water is
492 dissolved and transformed as HCO_3^- anion and drained to the groundwater.
493 The soil solution therefore plays here locally the role of CO_2 sinks.

494 5. Conclusion

495 BGCH model, resulting from interfacing STICS and PHREEQC, is wor-
496 thy suitable to study the sustainability degree of an ecosystem facing global
497 changes that could affect soil and water quality through offering promising
498 possibilities for mineral flux survey in a WPSA system.

499 This model leads to conclude that the quality of irrigation water plays a
500 direct and major role on the groundwater quality. Mineral elements pro-
501 vided by the irrigation water satisfy the requirements mineral elements for
502 Crau hay, except two main elements, P and K. The quality of irrigation
503 water quickly changes in the top soil by evaporation and concentration and
504 equilibration with the pCO_2 of the soil atmosphere. No leakage of P or N
505 is observed, which can be attributed to precipitation of hydroxyapatite, it
506 implies that there is no risk of eutrophication of groundwater and soils are
507 progressively enriched in phosphorus, nor additional cost for water treatment
508 due to dissolved organic matter. The dissolution of CO_2 in the irrigation wa-
509 ter means that the soil of the Crau acts locally as a CO_2 sink; accordingly,
510 the pH drops towards neutrality.

511 Aqueous geochemistry of WPSA system reveals that irrigation via Durance
512 River provides beneficial effects such as economizes of fertilizers, protects
513 mineral soil components against natural tendency to acidification and feeds
514 groundwater, in addition contributes to production of a high quality forage
515 (AOP).

516 This crop system dates back to the 16th century, so that it can be con-
517 sidered as a remarkable instance of ecologically intensive agriculture. Nowa-
518 days, it is endangered by urban sprawl.

519 **Acknowledgements**

520 We are grateful to the farmers in Crau, M.M. Blanc and Jarrige, for the
521 generous access to their grasslands, to François Charron, Deputy Director
522 of the experimental domain (Le Merle, SupAgro Montpellier) and to Mi-
523 lanka Babic, Fabrice Flamain and Ghislain Sevenier to help us with the
524 sampling and laboratory analysis. We sincerely thank Françoise Ruget and
525 Patrice Lecharpentier for their help of crop model simulations. The PRECOS
526 framework is gratefully acknowledged.

527 **References**

- 528 Al-Droubi, A., Fritz, B., Gac, J. Y., Tardy, Y., 1980. Generalized residual
529 alkalinity concept; application to prediction of the chemical evolution of
530 natural waters by evaporation. *American Journal of Science* 280, 560–572.
- 531 Alexandre, A., Meunier, J. D., Colin, F., Koud, J. M., 1997. Plant impact
532 on the biogeochemical cycle of silicon and related weathering processes.
533 *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61, 677–682.
- 534 Angelakis, A., Bontoux, L., 2001. Wastewater reclamation and reuse in
535 euraucountries. *Water Policy* 3, 47–59.
- 536 Asano, T., 1998. *Wastewater Reclamation and Reuse: Water Quality Man-*
537 *agement Library*. volume 10. CRC Press.
- 538 Baillieux, A., Olioso, A., Trolard, F., Chanzy, A., Lecerf, R., Lecharpentier,
539 P., Banton, O., Ruget, F., Ruy, S., 2015. Changements globaux: quels
540 impacts sur la quifère de la Crau? *Géologues (Paris)*, 85–92.
- 541 Barré, P., Berger, G., Velde, B., 2009. How element translocation by plants
542 may stabilize illitic clays in the surface of temperate soils. *Geoderma* 151,
543 22–30.
- 544 Bixio, D., Thoeye, C., DeKoning, J., Joksimovic, D., Savic, D., Wintgens,
545 T., Melin, T., 2006. Wastewater reuse in Europe. *Desalination* 187, 89–101.

- 546 Bonfillon, M.S., 2003. Le canal de Craonne un exemple de maîtrise de l'eau
547 en Provence occidentale. Ph.D. thesis. Aix-Marseille University.
- 548 Bourrié, G., Lelong, F., 1990. Formalization of proton balances in elementary
549 basins based upon the alkalinity concept and graph properties, in: Lang,
550 H., Musy, A. (Eds.), Hydrology in Mountainous Regions. I-Hydrological
551 Measurements; the Water Cycle. International Association of Hydrolog-
552 ical Sciences, Wallingford, U.K.. number 193 in IAHS Publication, pp.
553 703–712.
- 554 Bourrié, G., Trolard, F., Chanzy, A., Ruget, F., Lecerf, R., Charron, F.,
555 2013. Sustainable intensive agriculture: Evidence from aqueous geochem-
556 istry. *PROCEDIA Earth and Planetary Science* 7, 93–96.
- 557 Bouteyre, G., Duclos, G., 1994. Carte pédologique de France au 1/100000,
558 Arles N-22. Notice explicative de la carte. Service d'étude des Solset de
559 la Carte pédologique de France, Orléans.
- 560 Bower, C.A., Wilcox, L.V., Akin, G., Keyes, M.G., 1965. An index of the
561 tendency of CaCO_3 to precipitate from irrigation waters. *Soil Science*
562 *Society of America Journal* 29, 91–92.
- 563 Braud, I., Dantas-Antonino, A.C., Vauclin, M., Thony, J.L., Ruelle, P., 1995.
564 A simple soil-plant-atmosphere transfer model (SiSPAT) development and
565 field verification. *Journal of Hydrology* 166, 213–250.

- 566 BRGM,2016.Portailnationald'accèsauxdonnéessurleseauxsouterraines.
567 [//http://www.adeseaufrance.fr/](http://www.adeseaufrance.fr/).
- 568 Brisson, N., Ruget, F., Gate, P., Lorgeou, J., Nicoullaud, B., Tayot, X.,
569 Plenet, D., Jeuffroy, M. H., Bouthier, A., Ripoche, D., Bruno, M., Eric, J.,
570 2002. STICS: a generic model for simulating crops and their water and
571 nitrogen balances. ii. model validation for wheat and maize. *Agronomie*
572 22,69–92.
- 573 Burau, R., Sheikh, B., Cort, R., Cooper, R., Ririe, D., 1987. Reclaimed water
574 for irrigation of vegetable eaten raw. *California agriculture* 41,3–7.
- 575 Campbell, G. S., 1985. *Soil physics with BASIC: Transport models for soil-*
576 *plant systems.* 1985.
- 577 Cheverry, C., Gascuel, C., 2009. *Sous les pavés, la terre.* Ecrin. Omniscience,
578 Montreuil, France.
- 579 Cheverry, C., Gascuel-Oudou, C., 2002. *Les français et leurs sols: essai de*
580 *prospective à l'horizon 2030.* *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA,*
581 5–14.
- 582 Colomb, E., Roux, R. M., 1978. *La Crau—Données nouvelles et interpréta-*
583 *tion.* *Géologie méditerranéenne* V, 303–324.
- 584 Comité du foin de Crau, 2014. *Le Foin de Crau.* Technical Report. Comité
585 du foin (AOP), Saint-Martin de Crau.

- 586 Cornelis, W.M., Steppe, K., Gabriels, D., 2010. Soil-plant-atmosphere dy-
587 namics. *Soils, Plant Growth and Crop Production-Volume I*, 138.
- 588 Cramer, W., Bondeau, A., Woodward, F.I., Prentice, I.C., Betts, R.A.,
589 Brovkin, V., Cox, P.M., Fisher, V., Foley, J.A., Friend, A.D., et al., 2001.
590 Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and
591 climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Global*
592 *change biology* 7, 357–373.
- 593 Cromer, R., Tompkins, D., Barr, N., Hopmans, P., 1984. Irrigation of mon-
594 tere pine with wastewater: effect on soil chemistry and groundwater com-
595 position. *Journal of Environmental Quality* 13, 539–542.
- 596 De Kauwe, M.G., Medlyn, B.E., Zaehle, S., Walker, A.P., Dietze, M.C.,
597 Hickler, T., Jain, A.K., Luo, Y., Parton, W.J., Prentice, I.C., et al., 2013.
598 Forest water use and water use efficiency at elevated CO₂: a model-data
599 intercomparison at two contrasting temperate forest FACE sites. *Global*
600 *Change Biology* 19, 1759–1779.
- 601 Diehl, M., Denoy, I., 1942. Researches about fertilization of irrigated mead-
602 ows in Crau. *Amélioration des plantes. Centre de recherche agronomiques*
603 *du midi, Montpellier et domaine expérimental du Merle.*
- 604 Flerchinger, G.N., Pierson, F.B., 1997. Modelling plant canopy effects on
605 variability of soil temperature and water: Model calibration and valida-
606 tion. *Journal of Arid Environments* 35, 641–653.

- 607 Forster, P. M., Andrews, T., Good, P., Gregory, J. M., Jackson, L. S., Zelinka,
608 M., 2013. Evaluating adjusted forcing and model spread for historical and
609 future scenarios in the CMIP5 generation of climate models. *Journal of*
610 *Geophysical Research: Atmospheres* 118, 1139–1150.
- 611 Fouchier, V., 2011. Des villes et des hommes aux carrefours de l'avenir, in:
612 *l'Atlas du développement durable et responsable*, pp. 279–283.
- 613 Freeman, C., Ostle, N. J., Fenner, N., Kang, H., 2004. A regulatory role
614 for phenol oxidase during decomposition in peatlands. *Soil Biology and*
615 *Biochemistry* 36, 1663–1667.
- 616 Friedlingstein, P., Meinshausen, M., Arora, V. K., Jones, C. D., Anav, A.,
617 Liddicoat, S. K., Knutti, R., 2014. Uncertainties in CMIP5 climate projec-
618 tions due to carbon cycle feedbacks. *Journal of Climate* 27, 511–526.
- 619 Gran, G., 1952. Determination of the equivalence point in potentiometric
620 titrations. part II. *Analyst* 77, 661–671.
- 621 Hannam, K. D., Kehila, D., Millard, P., Midwood, A. J., Neilsen, D., Neilsen,
622 G. H., Forge, T. A., Nichol, C., Jones, M. D., 2016. Bicarbonates in ir-
623 rigation water contribute to carbonate formation and CO_2 production in
624 orchard soils under drip irrigation. *Geoderma* 266, 120–126.
- 625 Hartman, M. D., Baron, J. S., Ojima, D. S., 2007. Application of a coupled
626 ecosystem-chemical equilibrium model, DayCent-Chem, to stream and soil

- 627 chemistry in a Rocky Mountain watershed. *ecological modelling* 200,
628 493–510.
- 629 Harvie, C., Weare, J., 1980. The prediction of mineral solubilities in natural
630 waters: the Na-K-Mg-Ca-Cl-SO₄-H₂O system from zero to high
631 concentration at 25 °C. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 44, 981–987.
- 632 Hiltbrunner, D., Schulze, S., Hagedorn, F., Schmidt, M.W.I., Zimmer-
633 mann, S., 2012. Cattle trampling alters soil properties and changes soil mi-
634 crobial communities in a Swiss sub-alpine pasture. *Geoderma* 170, 369–377.
- 635 Hinsinger, P., Barros, O.N.F., Benedetti, M.F., Noack, Y., Callot, G.,
636 2001. Plant-induced weathering of a basaltic rock: experimental evidence.
637 *Geochimica et Cosmochimica Acta* 65, 137–152.
- 638 Hugues, P., Denoy, I., Ferret, M., 1952. Flora evaluation and yield variation
639 under effect of various mineral fertilizers. *Amélioration des plantes. Centre*
640 *drecherche agronomiques du midi, Montpellier et domaine expérimental*
641 *du Merle*.
- 642 Inclán, M.G., 1993. A simple soil-vegetation-atmosphere model intercompari-
643 son with data and sensitivity studies, in: *Annales geophysicae, Copernicus*.
644 pp. 195–203.
- 645 Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2001. The distribution of soil nutrients with
646 depth: global patterns and the imprint of plants. *Biogeochemistry* 53,
647 51–77.

- 648 Kang, H., Freeman, C., 1999. Phosphatase and arylsulphatase activities in
649 wetland soils: annual variation and controlling factors. *Soil Biology and*
650 *Biochemistry* 31, 449–454.
- 651 Kelly, E.F., Chadwick, O.A., Hilinski, T.E., 1998. The effect of plants on
652 mineral weathering, in: *Plant-induced soil changes: Processes and feed-*
653 *backs*. Springer, pp. 21–53.
- 654 Laroche, B., Thorette, J., Lacassin, J.C., 2006. L'artificialisation des sols:
655 pressions urbaines et inventaire des sols. *Étude et gestion des sols* 13,
656 223–235.
- 657 Legates, D.R., McCabe, G.J., 1999. Evaluating the use of goodness-of-fit
658 measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water re-*
659 *sources research* 35, 233–241.
- 660 Lubello, C., Gori, R., Nicese, F.P., Ferrini, F., 2004. Municipal-treated
661 wastewater reuse for plant nurseries irrigation. *Water Research* 38,
662 2939–2947.
- 663 Lucas, Y., 2001. The role of plants in controlling rates and products of
664 weathering: importance of biological pumping. *Annual Review of Earth*
665 *and Planetary Sciences* 29, 135–163.
- 666 Lynn, B.H., Carlson, T.N., 1990. A stomatal resistance model illustrating
667 plant vs. external control of transpiration. *Agricultural and Forest Mete-*
668 *orology* 52, 5–43.

- 669 McKinley, V.L., Peacock, A.D., White, D.C., 2005. Microbial community
670 PLFA and PHB responses to ecosystem restoration in tallgrass prairie
671 soils. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 1946–1958.
- 672 Mohammed, G., Trolard, F., Bourrié, G., Gillon, M., Tronc, D., Charron, F.,
673 2016a. A Long-Term Data Sequence (1960–2013) to Analyze the Sustain-
674 ability of Hay Quality in Irrigated Permanent Grasslands Under Climate
675 Change. *American Journal of Agriculture and Forestry*, 12.
- 676 Mohammed, G., Trolard, F., Bourrié, G., Trolard, F., Nofal, S., T.,
677 N.B., 2016b. Geochemical modeling of the system "Water-Soil-Plant
678 " case study: Crau south France. ESASGD 2016, Available online at
679 www.hung.edu.vn, 290–293.
- 680 Morales, P., Sykes, M.T., Prentice, I.C., Smith, P., Smith, B., Bugmann, H.,
681 Zierl, B., Friedlingstein, P., Viovy, N., Sabate, S., et al., 2005. Comparing
682 and evaluating process-based ecosystem model predictions of carbon and
683 water fluxes in major European forest biomes. *Global Change Biology* 11,
684 2211–2233.
- 685 Moulton, K.L., West, J., Berner, R.A., 2000. Solute flux and mineral mass
686 balance approaches to the quantification of plant effects on silicate weath-
687 ering. *American Journal of Science* 300, 539–570.
- 688 Nash, J., Sutcliffe, J., 1970. River flow forecasting through conceptual models
689 part I: a discussion of principles. *Journal of hydrology* 10, 282–290.

- 690 Nawaz, M.F., Bourrie, G., Trolard, F., 2013. Soil compaction impact and
691 modelling. *A review. Agronomy for sustainable development* 33, 291–309.
- 692 Olios, A., Lecerf, R., Baillieux, A., Chanzy, A., Ruget, F., Banton, O.,
693 Lecharpentier, P., Trolard, F., Cognard-Plancq, A.L., 2013. Modelling of
694 drainage and hay production over the Crau aquifer for analysing impact
695 of global change on aquifer recharge. *Procedia Environmental Sciences* 19,
696 691–700.
- 697 Oron, G., Goemans, M., Manor, Y., Feyen, J., 1995. Poliovirus distribu-
698 tion in the soil-plant system under reuse of secondary wastewater. *Water*
699 *Research* 29, 1069–1078.
- 700 Pachauri, R., Reisinger, A., Team, C.W., 2007. *Climate Change 2007*
701 *Synthesis Report.* the Intergovernmental Panel on Climate Change.
702 doi:10.1256/004316502320517344.
- 703 Pageaud, D., Carré, C., 2009. *La France vue par CORINE Land Cover, outil*
704 *européen de suivi de l'occupation des sols. Observation et statistiques.*
- 705 Park, J.H., Meusburger, K., Jang, I., Kang, H., Alewell, C., 2014. Erosion-
706 induced changes in soil biogeochemical and microbiological properties in
707 Swiss alpine grasslands. *Soil Biology and Biochemistry* 69, 382–392.
- 708 Parkhurst, D.L., Appelo, C., 2013. Description of input and examples for
709 PHREEQC version 3 a computer program for speciation, batch-reaction,

- 710 one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. US geo-
711 logical survey techniques and methods, book 6, 497.
- 712 Passerat De Silans, A., Bruckler, L., Thony, J., Vauclin, M., 1989. Numerical
713 modeling of coupled heat and water flows during drying in a stratified bare
714 soil: comparison with field observations. *Journal of Hydrology* 105, 109–138.
- 715 Ruget, F., Duru, M., Gastal, F., 1999. Adaptation of an annual crop model
716 (STICS) to a perennial crop: grassland, in: *International symposium mod-
717 eling cropping systems*, pp. 111–112.
- 718 Ruget, F., Novak, S., Granger, S., 2006. *Du modèle STICS au système ISOP
719 pour estimer la production fourragère: adaptation à la prairie, application
720 spatialisée*. *Fourrages* 186, 241–256.
- 721 Sándor, R., Barcza, Z., Hidy, D., Lellei-Kovács, E., Ma, S., Bellocchi, G.,
722 2016. Modelling of grassland fluxes in Europe: Evaluation of two biogeo-
723 chemical models. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 215, 1–19.
- 724 Senapati, N., Jansson, P.E., Smith, P., Chabbi, A., 2016. Modelling heat, wa-
725 ter and carbon fluxes in mown grassland under multi-objective and multi-
726 criteria constraints. *Environmental Modelling & Software* 80, 201–224.
- 727 Shuval, H., 1991. Health guidelines and standards for wastewater reuse in
728 agriculture: Historical perspectives. *Water Science and Technology* 23,
729 2073–2080.

- 730 Song, Z., Wang, H., Strong, P. J., Li, Z., Jiang, P., 2012. Plant impact on
731 the coupled terrestrial biogeochemical cycles of silicon and carbon: Impli-
732 cations for biogeochemical carbon sequestration. *Earth-Science Reviews*
733 115, 319–331.
- 734 Song, Z., Zhao, S., Zhang, Y., Hu, G., Cao, Z., Wong, M., 2011. Plant
735 impact on CO₂ consumption by silicate weathering: the role of bamboo.
736 *The Botanical Review* 77, 208–213.
- 737 Suarez, D. L., 2000. Impact of agriculture on CO₂ as affected by changes
738 in inorganic carbon. *Global Climate Change and Pedogenic Carbonates*,
739 CRC/Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 257–272.
- 740 Suarez, D. L., Rhoades, J. D., 1977. Effect of leaching fraction on river salinity.
741 *Journal of the Irrigation and Drainage Division* 103, 245–257.
- 742 Szegedi, K., Vetterlein, D., Nietfeld, H., Jahn, R., Neue, H. U., 2008. New
743 tool RhizoMath for modeling coupled transport and speciation in the hi-
744 zosphere. *Vadose Zone Journal* 7, 712–720.
- 745 Trimble, S. W., Mendel, A. C., 1995. The cow as a geomorphic agent: a critical
746 review. *Geomorphology* 13, 233–253.
- 747 Trolard, F., Baillieux, A., Buis, S., Clastre, P., Courault, D., Dangeard,
748 M. L., Virgilio, N. D., Dussouilliez, P., Fleury, J., Jouan, R., Keller, C.,
749 Lecharpentier, P., Lecroart, J., Napoleone, C., Mohammed, G., Oliosio,
750 A., Reynders, S., Rossi, F., Tennant, M., 2016. PRECOS framework:

- 751 Measure the impacts of the global changes on soils, water, agriculture
752 on territories to better anticipate the future. *Journal of environmental*
753 *management* 181,590.
- 754 Trolard, F., Dangeard, M.L., 2014. Lessols, leau et la production agricole:
755 des ressources de base face à l'étalement urbain et aux changements clima-
756 tiques, in: Collart Dutilleul, F., Bréger, T. (Eds.), *Penser une démocratie*
757 *alimentaire*. INIDA. volume 2, pp.113–123.
- 758 Trolard, F., Dangeard, M.L., de Mordant de Massiac, J.C., Bourrié, G.,
759 Lecerf, R., LePors, B., Chanzy, A., Dangeard, A., Keller, C., Charron, F.,
760 le consortium ASTUCE & TIC, 2013a. Disparition des habitats naturels
761 et agricoles: quelques enseignements tirés du programme Astuce & Tic, in:
762 Tatin, L., Wolff, A., Boutin, J., Colliot, E., Dutoit, T. (Eds.), *Écologie*
763 *et conservation d'une steppe méditerranéenne: la plaine de Crau*. Éditions
764 Quae, pp.229–245.
- 765 Trolard, F., Reynders, S., Dangeard, M.L., Bourrié, G., Descamps, B.,
766 de Mordant de Massiac, J.C., 2013b. Territoires, villes et campagnes face
767 à l'étalement urbain et au changement climatique—Une démarche inté-
768 grative pour préserver lessols, l'eau et la production agricole. Éditions
769 Johanet.
- 770 Tsiridis, V., Kougiolos, A., Kotios, A., Plageras, P., Saratsis, Y., 2009.
771 *Wastewater reclamation and reuse*. Discuss. Pap. Ser. 15, 139–148.

- 772 Walker, A.P., Hanson, P.J., De Kauwe, M.G., Medlyn, B.E., Zaehle, S.,
773 Asao, S., Dietze, M., Hickler, T., Huntingford, C., Iversen, C.M., et al.,
774 2014. Comprehensive ecosystem model-data synthesis using multiple data
775 sets at two temperate forest free-air CO₂ enrichment experiments: Model
776 performance at ambient CO₂ concentration. *Journal of Geophysical Re-*
777 *search: Biogeosciences* 119, 937–964.
- 778 Wenzel, S., Cox, P.M., Eyring, V., Friedlingstein, P., 2014. Emergent con-
779 straints on climate-carbon cycle feedbacks in the CMIP5 earth system
780 models. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 119, 794–807.
- 781 Yu, G.R., Wen, X.F., Sun, X.M., Tanner, B.D., Lee, X., Chen, J.Y., 2006.
782 Overview of China FLUX and evaluation of its eddy covariance measure-
783 ment. *Agricultural and Forest Meteorology* 137, 125–137.
- 784 Zhang, L., Mao, J., Shi, X., Ricciuto, D.M., He, H., Thornton, P.E., Yu,
785 G., Han, S., Li, Y., Yan, J., Hao, Y., Wang, H., 2016. Evaluation of
786 the Community Land Model simulated carbon and water fluxes against
787 observations over China flux sites. *Agricultural and Forest Meteorology*
788 226–227, 174–185.
- 789 Zhang, X., Chen, J., Tan, M., Sun, Y., 2007. Assessing the impact of urban
790 sprawl on soil resources of Nanjing city using satellite images and digital
791 soil databases. *Catena* 69, 16–30.

792 **Appendix A. Complete results**

Table A.1: Complete results of chemical composition of irrigation water.

Date	pH	temp /°C	Alk. K	+	Na ⁺	Ca ²⁺ mmol/Liter	Mg ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
28/03/12	8.4	11.7	3	0.04	0.75	2.14	0.33	0.69	0.04	0.76
26/04/12	8.2	12.2	3.1	0.04	0.67	1.77	0.50	0.44	0.03	0.81
24/05/12	8.6	16.7	3	0.04	0.52	1.98	0.48	0.69	0.04	0.92
25/06/12	8.3	18.6	2.9	0.03	0.44	1.67	0.52	0.37	0.03	1.00
23/07/12	8.5	20.9	2.6	0.03	0.48	1.70	0.49	0.42	0.02	0.98
29/08/12	8.4	21.3	2.7	0.02	0.42	1.80	0.79	0.38	0.04	1.05
19/09/12	8.5	18.2	2.5	0.02	0.37	1.55	0.35	0.34	0.03	0.79
08/10/12	8.2	17	2.6	0.03	0.44	1.65	0.34	0.39	0.02	0.65
29/10/12	8.7	10.9	2.3	0.03	0.38	1.62	0.35	0.35	0.03	0.79
21/11/12	8.7	11	2.7	0.04	0.48	1.56	0.41	0.41	0.03	0.74
21/02/13	8.3	7.8	3	0.04	0.55	1.99	0.47	0.47	0.05	0.90
13/03/13	8.5	11.3	3.3	0.05	0.66	1.65	0.43	0.52	0.06	0.61
03/04/13	8.4	10.9	3.4	0.04	0.51	1.78	0.45	0.42	0.06	0.67
23/04/13	8.5	11.7	2.9	0.03	0.42	1.64	0.46	0.35	0.03	0.79
22/05/13	8.4	15.7	2.8	0.04	0.53	1.42	0.30	0.42	0.01	0.40
20/06/13	8.2	16.6	2.9	0.02	0.35	1.72	0.38	0.31	0.03	0.59
23/07/13	8.3	20.5	2.9	0.03	0.45	1.68	0.41	0.37	0.02	0.61
28/08/13	8.3	18.1	2.8	0.03	0.40	1.46	0.39	0.35	0.03	0.57
01/10/13	8.6	17.4	2.4	0.02	0.33	1.42	0.39	0.29	0.03	0.64
06/11/13	8.4	14.7	2.8	0.08	0.60	1.52	0.40	0.51	0.02	0.62
31/07/14	8.35	18.2	2.4	0.06	0.45	1.39	0.44	0.30	0.02	0.70
31/07/14	8.52	18.2	2.4	0.05	0.46	1.35	0.45	0.30	0.02	0.71
31/07/14	8.35	18.7	2.4	0.03	0.43	1.34	0.55	0.29	0.02	0.71
31/07/14	8.21	18.9	2.3	0.03	0.42	1.35	0.53	0.28	0.02	0.89
31/07/14	8.23	18.9	2.3	0.03	0.43	1.36	0.55	0.30	0.02	0.71
31/07/14	8.26	19.4	2.1	0.03	0.42	1.34	0.54	0.29	0.02	0.71
31/07/14	8.38	21.8	2.2	0.04	0.58	1.28	0.47	0.44	0.01	0.57
31/07/14	8.28	20.5	2.1	0.03	0.43	1.33	0.51	0.30	0.02	0.70
31/07/14	8.31	20.3	2.2	0.03	0.42	1.34	0.53	0.29	0.02	0.68
14/08/14	8.23	19.7	2.4	0.04	0.59	1.25	0.52	0.39	0.02	0.50
14/08/14	8.24	19.7	2.4	0.05	0.58	1.21	0.52	0.40	0.02	0.53
14/08/14	8.24	19.2	2.3	0.03	0.43	1.09	0.59	0.28	0.02	0.64
14/08/14	8.31	19.5	2.5	0.04	0.48	1.14	0.56	0.33	0.02	0.59
14/08/14	8.38	20	2.5	0.04	0.57	1.20	0.51	0.40	0.02	0.53
14/08/14	8.34	19.4	2.3	0.03	0.41	1.08	0.60	0.25	0.01	0.64
14/08/14	8.48	20.2	2.3	0.03	0.49	1.10	0.61	0.34	0.01	0.68
14/08/14	8.32	20.4	2.2	0.03	0.42	1.09	0.60	0.27	0.02	0.65
14/08/14	8.43	20.3	2.2	0.03	0.42	1.09	0.60	0.27	0.02	0.63
28/08/14	8.48	17.7	2.3	0.03	0.36	1.51	0.48	0.33	0.02	0.63
28/08/14	8.35	17.3	2.3	0.03	0.40	1.51	0.49	0.33	0.02	0.61
28/08/14	8.45	17.5	2.3	0.03	0.38	1.51	0.40	0.30	0.02	0.63
28/08/14	8.41	17.3	2.3	0.03	0.45	1.51	0.41	0.34	0.02	0.65
28/08/14	8.55	17.8	2.3	0.03	0.28	1.52	0.46	0.32	0.02	0.61

n.a.: not analyzed.

Table A.2: Complete results of chemical composition of irrigation water (continued).

Date	pH	temp /°C	Alk.	K	⁺	Na ⁺	Ca ²⁺ mmol/Liter	Mg ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
28/08/14	8.39	17.6	2.3	0.03	0.37	1.51	0.43	0.30	0.02	0.62	
28/08/14	8.53	19.3	2.3	0.03	0.41	1.49	0.43	0.34	0.01	0.60	
28/08/14	8.4	19.3	2.3	0.03	0.38	1.51	0.42	0.30	0.01	0.61	
28/08/14	8.41	19.2	2.3	0.03	0.42	1.50	0.40	0.33	0.02	0.57	
26/09/14	8.28	16.4	2.3	0.03	0.65	1.48	0.68	0.33	0.02	0.66	
26/09/14	8.37	16.3	2.3	0.03	0.66	1.48	0.64	0.33	0.02	0.70	
26/09/14	8.5	15.8	2.3	0.03	0.70	1.49	0.65	0.33	0.02	0.71	
26/09/14	8.29	15.7	2.3	0.03	0.68	1.49	0.65	0.33	0.02	0.70	
26/09/14	8.62	17.7	2.1	0.04	0.72	1.37	0.63	0.33	0.02	0.69	
26/09/14	8.3	16.6	2.3	0.04	0.74	1.51	0.63	0.33	0.03	0.66	
01/04/15	8.2	12	3.3	0.02	0.78	1.75	0.59	0.48	0.03	0.72	
01/04/15	8.3	13.9	3.2	0.02	0.74	1.69	0.58	0.50	0.03	0.77	
01/04/15	8.02	14	3.2	0.04	0.76	1.67	0.55	0.53	0.01	0.76	
01/04/15	8.32	13.7	3.2	0.02	0.78	1.66	0.58	0.50	0.03	0.71	
16/04/15	8.19	14.69	3.25	0.02	0.88	1.74	0.44	0.65	0.03	0.54	
16/04/15	8.21	14.8	3.25	0.03	0.90	1.71	0.45	0.62	0.03	0.54	
16/04/15	8.31	15.16	3.25	0.03	0.87	1.75	0.54	0.61	0.03	0.68	
16/04/15	8.23	15.27	3.25	0.03	0.82	1.78	0.53	0.60	0.03	0.74	
16/04/15	8.23	15.6	3.25	0.03	0.84	1.76	0.55	0.54	0.03	0.66	
29/04/15	8.1	16.1	3	0.02	0.72	1.68	0.62	0.45	0.03	0.98	
29/04/15	8.2	16.4	3.25	0.02	0.72	1.66	0.64	0.45	0.03	0.99	
29/04/15	8.39	16.25	3	0.03	0.84	1.55	0.60	0.51	0.01	0.88	
29/04/15	8.2	17.09	2.75	0.02	0.84	1.55	0.60	0.54	0.02	0.90	
29/04/15	8.23	17.28	2.75	0.02	0.80	1.61	0.61	0.49	0.02	0.92	
29/04/15	8.2	17.2	3	0.02	0.79	1.67	0.61	0.48	0.03	0.93	
12/05/15	8.23	18.07	3	0.02	0.75	1.72	0.62	0.46	0.03	0.86	
12/05/15	8.32	18.1	3.25	0.02	0.75	1.72	0.60	0.46	0.03	0.87	
12/05/15	8.35	17.8	3	0.02	0.69	1.67	0.58	0.40	0.03	0.76	
12/05/15	8.4	18.8	3	0.02	0.71	1.64	0.55	0.44	n.a.	0.80	
12/05/15	8.3	18.6	3	0.02	0.73	1.66	0.54	0.45	n.a.	0.77	
12/05/15	8.24	19.4	3	0.02	0.70	1.63	0.55	0.40	0.03	0.68	
27/05/15	8.37	18.3	3	0.02	0.61	1.74	0.60	0.44	0.02	1.05	
27/05/15	8.45	18	3	0.02	0.61	1.72	0.64	0.42	0.02	1.03	
27/05/15	8.48	18.5	3	0.02	0.60	1.69	0.57	0.41	0.02	0.89	
27/05/15	8.49	18.8	3	0.02	0.59	1.64	0.60	0.40	0.02	0.90	
27/05/15	8.52	19.75	2.5	0.02	0.60	1.64	0.62	0.41	0.02	1.17	
27/05/15	8.48	18	3	0.03	0.60	1.73	0.62	0.42	0.02	1.07	
10/06/15	8.36	19.25	2.75	0.02	0.61	1.83	0.71	0.41	0.03	1.14	
10/06/15	8.45	19.5	2.75	0.02	0.63	1.85	0.70	0.43	0.03	1.19	
10/06/15	8.46	19.75	2.75	0.03	0.64	1.80	0.66	0.42	0.02	1.13	
10/06/15	8.36	18.8	2.75	0.03	0.66	1.80	0.70	0.45	0.03	1.13	
10/06/15	8.37	19.3	2.75	0.03	0.65	1.76	0.65	0.48	0.03	1.19	
10/06/15	8.29	18.84	2.75	0.03	0.66	1.83	0.72	0.45	0.03	1.11	

n.a.: not analyzed.

Table A.3: Complete results of chemical composition of irrigation water (end).

Date	pH	temp /°C	Alk.	K	⁺	Na ⁺	Ca ²⁺ mmol/Liter	Mg ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
23/06/15	8.38	18.72	2.8	0.02	0.47	1.64	0.60	0.47	0.02	0.94	
23/06/15	8.42	18.37	2.75	0.02	0.46	1.64	0.61	0.46	0.02	0.79	
23/06/15	8.4	18.84	2.66	0.02	0.46	1.62	0.55	0.59	0.02	0.76	
23/06/15	8.39	19.71	2.66	0.02	0.45	1.62	0.56	0.54	0.02	0.86	
23/06/15	8.38	19.78	2.66	0.02	0.46	1.67	0.56	0.55	0.02	0.88	
23/06/15	8.36	19.73	2.8	0.02	0.63	1.71	0.65	0.57	0.02	0.81	
08/07/15	8.17	23.8	2.75	0.03	0.75	2.00	0.51	0.52	0.02	1.02	
08/07/15	8.27	23.26	3	0.03	0.72	1.97	0.46	0.51	0.02	1.03	
08/07/15	8.26	21.8	2.75	0.02	0.65	1.99	0.53	0.44	0.02	1.06	
08/07/15	8.22	23.11	2.75	0.03	0.71	1.98	0.51	0.50	0.02	0.98	
08/07/15	8.21	22.48	2.75	0.02	0.72	1.97	0.51	0.51	0.02	0.95	
08/07/15	8.21	23.75	2.75	0.03	0.80	1.98	0.46	0.59	0.02	0.88	
23/07/15	8.3	23.8	2.75	0.03	0.67	1.98	0.52	0.47	0.02	0.94	
23/07/15	8.34	23.8	2.75	0.02	0.67	1.92	0.51	0.59	0.02	0.76	
23/07/15	8.34	24.5	2.75	0.03	0.80	1.83	0.50	0.54	0.02	0.86	
23/07/15	8.35	24.8	2.75	0.02	0.76	1.78	0.52	0.55	0.02	0.88	
23/07/15	8.32	25.1	2.75	0.02	0.74	1.73	0.53	0.57	0.02	0.81	
23/07/15	8.3	25.2	2.75	0.03	0.79	1.83	0.50	0.46	0.02	0.79	
05/08/15	8.17	21.3	2.875	0.03	0.72	1.90	0.48	0.52	0.03	0.80	
05/08/15	8.26	21.2	2.75	0.03	0.67	1.82	0.48	0.49	0.03	0.83	
05/08/15	8.25	20.9	3	0.02	0.64	2.12	0.54	0.41	0.02	0.90	
05/08/15	8.21	21.8	2.75	0.03	0.65	1.92	0.52	0.45	0.02	0.93	
05/08/15	8.18	21.8	2.75	0.02	0.65	1.74	0.53	0.51	0.03	1.05	
05/08/15	8.24	22.1	2.75	0.03	0.64	2.15	0.40	0.45	0.03	0.93	
19/08/15	8.27	20.1	2.75	0.02	0.44	1.59	0.52	0.57	0.02	0.77	
19/08/15	8.33	19.7	2.75	0.02	0.40	1.58	0.51	0.58	0.02	0.79	
19/08/15	8.34	20.1	2.75	0.02	0.35	1.52	0.53	0.45	0.02	0.79	
19/08/15	8.33	20.5	2.625	0.02	0.35	1.47	0.51	0.52	0.02	0.76	
19/08/15	8.34	20.4	2.625	0.02	0.34	1.44	0.53	0.35	0.02	0.81	
19/08/15	8.32	20.3	2.75	0.02	0.33	1.45	0.52	0.34	0.03	0.77	
02/09/15	8.25	18.1	2.6	0.02	0.38	1.58	0.51	0.40	0.04	0.72	
02/09/15	8.41	17.8	2.6	0.01	0.39	1.54	0.50	0.31	0.04	0.60	
02/09/15	8.4	17.7	2.5	0.02	0.38	1.56	0.51	0.30	0.04	0.78	
02/09/15	8.39	18.1	2.6	0.02	0.38	1.58	0.49	0.33	0.04	0.81	
02/09/15	8.36	18.4	2.6	0.02	0.39	1.59	0.51	0.32	0.04	0.76	
02/09/15	8.36	19.8	2.6	0.02	0.47	1.59	0.53	0.31	0.04	0.74	
16/09/15	8.29	18.5	2.5	0.02	0.38	1.52	0.53	0.25	0.02	0.82	
16/09/15	8.34	18.1	2.5	0.02	0.42	1.54	0.44	0.25	0.02	0.81	
16/09/15	8.45	19.1	2.5	0.02	0.38	1.53	0.51	0.31	0.02	0.79	
16/09/15	8.39	18.3	2.5	0.02	0.45	1.54	0.48	0.32	0.02	0.80	
16/09/15	8.36	18.4	2.5	0.02	0.46	1.53	0.41	0.33	0.03	0.77	
16/09/15	8.4	18.8	2.5	0.02	0.38	1.52	0.48	0.31	0.02	0.75	

n.a.: not analyzed.

793 **List of Tables**

794	A.1 Complete results of chemical composition of irrigation water. . .	40
795	A.2 Complete results of chemical composition of irrigation water	
796	(continued).	41
797	A.3 Complete results of chemical composition of irrigation water	
798	(end).	42
799	A.4 Biogeochemical processes modelled and necessary data in the	
800	“Irrigation water–plant–soil–atmosphere–groundwater”	
801	system.	46
802	A.5 Average values of chemical composition of irrigation water	
803	that were used in biogeochemical modelling for three cuts dur-	
804	ing 2012–2015. Units in mmol/L.	47
805	A.6 Values of chemical composition of measured groundwater that	
806	were compared with simulated data by biogeochemical model	
807	(BGCH) during 2012–2015. Units in mmol/L.	47
808	A.7 Values of chemical composition of hay that were used in bio-	
809	geochemical modelling for three cuts during 2012–2015. Units	
810	in g/kg of dry matter.	48
811	A.8 Data that were simulated by STICS and used in biogeochem-	
812	ical modelling for 2012–2015.	48
813	A.9 Mass balance of inputs by irrigation water and uptakes by	
814	Crau’shay.	49

815	A.10 Flux of P in mol/m^2 through simulation steps of biogeochem-
816	ical modelling..... 49
817	A.11 Test to compare simulated and measured values 50

818 **List of Figures**

819	A.1 Factors acting in the system	50
820	A.2 model	51
821	A.3 Crau area	52
822	A.4 Diagrams of Saturation Index of solutions with respect to cal-	
823	cite (left) and gypsum (right) of irrigation water (red) and	
824	groundwater (blue). Points above the equilibrium line indi-	
825	cate oversaturation and points below undersaturation.....	52
826	A.5 Ca and C mass balance and pH changes	53
827	A.6 Ca and C flux and pH change for 2012	54
828	A.7 Ca and C flux and pH change for 2013	55
829	A.8 Ca and C flux and pH change for 2014	56
830	A.9 Ca and C flux and pH change for 2015	57
831	A.10 Comparison of simulated and measured annual values of ground-	
832	water.....	58

Table A.4: Biogeochemical processes modelled and necessary data in the “Irrigation water–plant–soil–atmosphere–groundwater” system.

Processes	Equation and necessary data
Irrigation water	Water analysis
Concentration by evaporation	$f_c = \frac{I}{I+P-ET} = \frac{I}{D},$ $I = \text{Irrigation}, P = \text{Precipitation}, ET = \text{Evaporation}$ $D = \text{Drainage}, D = I + P - E.$
pCO ₂ influence	pCO ₂ and soil temperature (t)
Fertilizers dissolution	Stoichiometry of Fertilizers P-K, fertilizers analysis
Rate of fertilizers dissolution	Calibration by K uptake $\frac{n}{D} = [K]_d - \frac{I}{D} \times [K]_0 + \frac{R}{D} \times [K]_b$ $R = \text{Yield}, D = \text{Drainage}$
Mineral uptakes	Balance of absorbed elements and excreted protons: $\Sigma[H^+] = [Na^+] + [K^+] + 2[Ca^{2+}] + 2[Mg^{2+}] - [H_2PO_4^-] - 2[SO_4^{-2}]$
Soil/solution interactions	Minerals nature and thermodynamic conditions (equilibrium / nonequilibrium/kinetic, pCO ₂ , temperature).
Output to groundwater	$[E]_d = [E]_I - \frac{R}{D} \times [E]_b + v_E \times \frac{n}{D}$

Table A.5: Average values of chemical composition of irrigation water that were used in biogeochemical modelling for three cuts during 2012-2015. Units in mmol/L.

	Cutting	pH	temp	Alk	K	⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
2012	Cu1	8.4	13.53	3.01	0.04	0.65	1.96	0.44	0.61	0.04	0.83	
	Cu2	8.4	19.80	2.80	0.03	0.46	1.68	0.51	0.39	0.03	0.99	
	Cu3	8.5	19.75	2.60	0.02	0.40	1.67	0.57	0.36	0.03	0.92	
2013	Cu1	8.5	12.40	3.10	0.04	0.53	1.62	0.41	0.43	0.04	0.62	
	Cu2	8.2	18.55	2.90	0.03	0.40	1.70	0.39	0.34	0.03	0.60	
	Cu3	8.3	8.30	2.80	0.03	0.40	1.46	0.39	0.35	0.03	0.57	
2014	Cu1	8.4	11.97	3.00	0.04	0.45	1.80	0.47	0.36	0.04	0.86	
	Cu2	8.3	22.30	2.80	0.03	0.54	1.73	0.53	0.45	0.04	0.97	
	Cu3	8.4	19.20	2.50	0.03	0.43	1.29	0.49	0.33	0.02	0.66	
2015	Cu1	8.5	16.70	3.10	0.02	0.74	1.68	0.58	0.48	0.03	0.84	
	Cu2	8.3	20.48	2.80	0.02	0.62	1.82	0.59	0.50	0.02	0.99	
	Cu3	8.3	21.14	2.70	0.02	0.54	1.72	0.51	0.45	0.03	0.82	

Table A.6: Values of chemical composition of measured groundwater that were compared with simulated data by biogeochemical model (BGCH) during 2012-2015. Units in mmol/L.

	Cutting	C	Ca	Cl	K	Mg	Na	SO ₄	pH
2012	Cu1	5.20	3.65	0.89	0.03	0.49	0.72	1.27	7
	Cu2	5.30	3.57	0.66	0.04	0.49	0.74	1.53	7
	Cu3	5.30	3.47	0.68	0.04	0.33	0.72	1.40	7
2013	Cu1	4.98	3.18	0.67	0.04	0.47	0.73	1.27	7
	Cu2	5.40	3.47	0.59	0.03	0.51	0.74	1.28	7
	Cu3	5.40	3.24	0.50	0.03	0.49	0.73	1.07	6.9
2014	Cu1	5.30	3.36	0.55	0.03	0.44	0.63	1.20	7.1
	Cu2	5.30	3.41	0.54	0.04	0.51	0.70	1.25	7.1
	Cu3	5.10	3.54	0.71	0.04	0.54	0.79	1.57	7.1
2015	Cu1	5.40	3.44	0.64	0.03	0.47	0.64	1.23	7
	Cu2	5.30	3.41	0.54	0.04	0.51	0.70	1.25	7.1
	Cu3	5.10	3.54	0.71	0.04	0.54	0.79	1.57	7.1

Table A.7: Values of chemical composition of hay that were used in biogeochemical modelling for three cuts during 2012-2015. Units in g/kg of dry matter.

	Cutting	Ca	Mg	P	K	Na	S
2012	CuI	8.70	2.17	2.10	17.10	2.80	2.19
	CuII	11.90	2.86	2.62	17.70	2.60	2.60
	CuIII	12.90	3.20	3.14	15.50	3.20	2.50
2013	CuI	6.43	1.82	1.78	16.60	1.91	1.51
	CuII	9.22	2.55	2.01	15.74	1.28	1.43
	CuIII	17.97	4.00	2.57	12.75	3.50	2.30
2014	CuI	7.82	2.10	2.15	16.48	2.27	1.72
	CuII	11.91	3.03	2.62	15.72	2.27	2.60
	CuIII	14.07	3.45	3.06	15.69	3.34	2.07
2015	CuI	16.07	2.76	2.59	21.18	6.66	2.19
	CuII	16.94	3.73	3.13	18.06	5.18	2.60
	CuIII	16.29	3.99	3.03	13.66	6.45	2.50

Table A.8: Data that were simulated by STICS and used in biogeochemical modelling for 2012-2015.

	Cutting	R /t/ha	D /mm	I /mm	f_c
2012	CuI	2.98	657.5	858.5	1.306
	CuII	2.02	304.23	463.6	1.524
	CuIII	2.05	380.6	580.6	1.53
2013	CuI	3.1	558.4	712	1.275
	CuII	1.64	280.8	417	1.49
	CuIII	2.21	348.3	514	1.48
2014	CuI	2.2	420.677	628.1	1.52
	CuII	3.59	458	683	1.524
	CuIII	2.399	256.92	369.52	1.488
2015	CuI	2.707	459.26	610.55	1.34
	CuII	2.744	324.6	465.63	1.462
	CuIII	2.234	378.66	568.4	1.54

Table A.9: Mass balance of inputs by irrigation water and uptake by Crau's hay.

	Cutting	Ca	Mg	P	K	Na	S
				$\mu\text{mol/m}^2$			
Q_I	Cu1	2.862	0.648	0.001	0.046	0.799	1.077
	Cu2	2.707	0.757	0.004	0.042	0.756,9	1.093
	Cu3	2.615	0.741	0.002	0.040	0.668	0.893
Q_b	Cu1	-0.067	-0.025	-0.019	-0.125	-0.041	-0.016
	Cu2	-0.078	-0.031	-0.021	-0.107	-0.031	-0.018
	Cu3	-0.085	-0.033	-0.021	-0.082	-0.040	-0.016
Balance	Cu1	2.795	0.623	-0.018	-0.079	0.758	1.060
	Cu2	2.629	0.726	-0.017	-0.065	0.726	1.075
	Cu3	2.530	0.708	-0.019	-0.042	0.628	0.877

Q_I Fluxes brought by irrigation; Q_b Fluxes exported by hay.

Table A.10: Flux of P in $\mu\text{mol/m}^2$ through simulation steps of biogeochemical modelling.

	Cutting	Irrigation	Fertilizers	Root	Precipitated	Groundwater
		water	addition	uptake	hydroxyapatite	
2012	C1	0	54	-32	-22	0.4
	C2	0	81	-55	-25	0.3
	C3	0	56	-53	-2	0.4
2013	C1	0	64	-32	-31	0.4
	C2	0	67	-40	-26	0.3
	C3	0	56	-53	-2	0.4
2014	C1	0	73	-37	-36	0.5
	C2	0	120	-66	-53	0.3
	C3	0	96	-92	-4	0.4
2015	C1	0	98	-49	-48	0.4
	C2	0	110	-85	-30	0.3
	C3	0	88	-57	-30	0.3

Table A.11: Tests to compare simulated values by WPSA geochemical modeling and measured values of chemical composition of the groundwater in the Crau.

	RSME	MBE	NashSutcliffe efficiency	R^2	d	Paired t-test
2012	2.996	0.152	0.97	0.971	0.971	H_0 accepted
2013	3.249	0.451	0.963	0.97	0.960	H_0 accepted
2014	3.709	-0.202	0.952	0.958	0.951	H_0 accepted
2015	3.104	-0.967	0.968	0.973	0.979	H_0 accepted

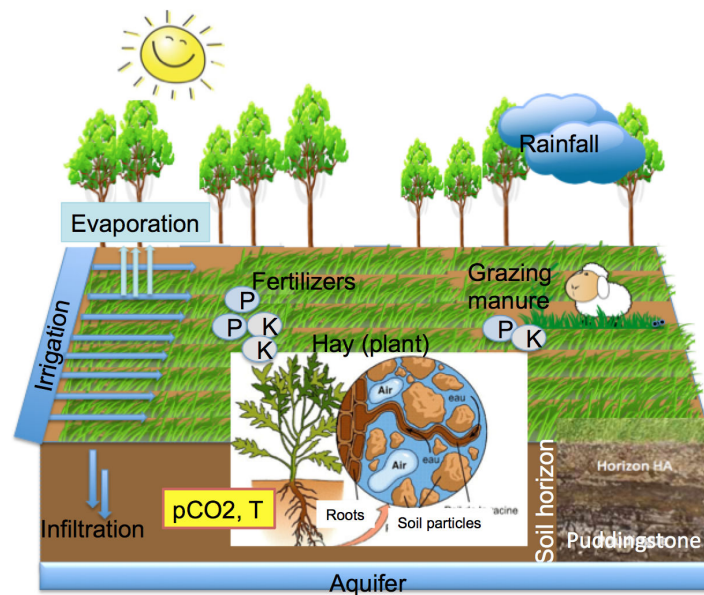
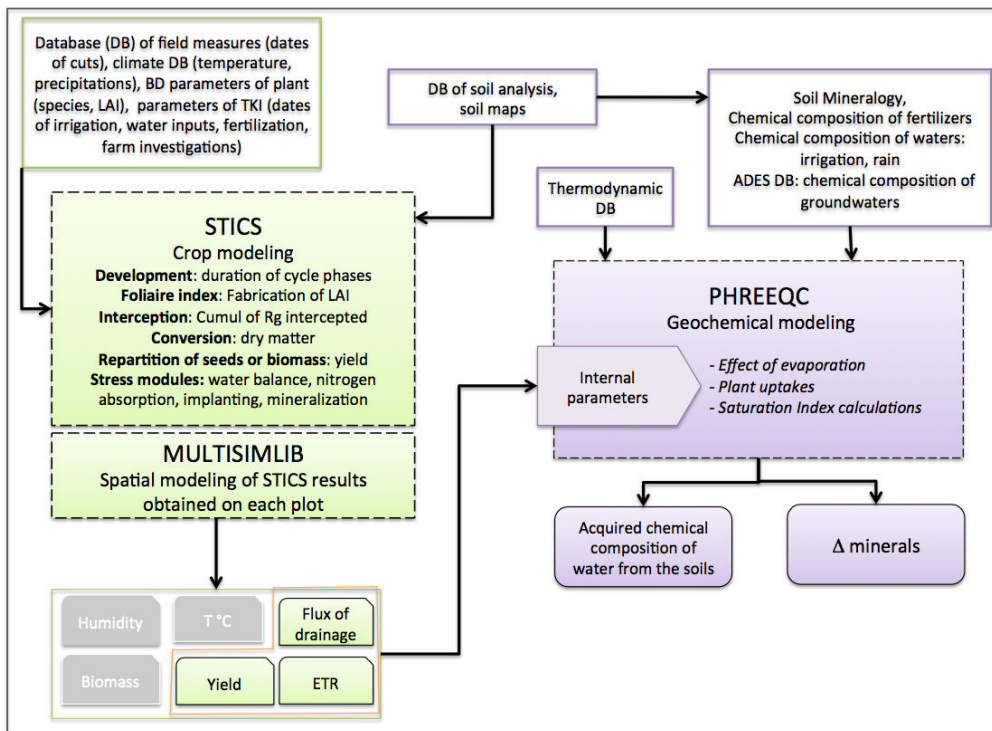


Figure A.1: Factors affecting chemical state of the system "water, plant, soil and atmosphere" (WPSA). Chemical composition of irrigation and groundwater, the solubility nature of used fertilizers, grazing role by adding manure, the amount of inorganic elements exported by the plant, the concentration by evaporation, $p\text{CO}_2$ and temperature conditions in the soil.



FigureA.2: Implementation of modelling operation. PHREEQC calculates SI saturation indices and computes the chemical composition of drainage water that feeds the groundwater, from climatic, hydrological and agronomic data provided by STICS model.

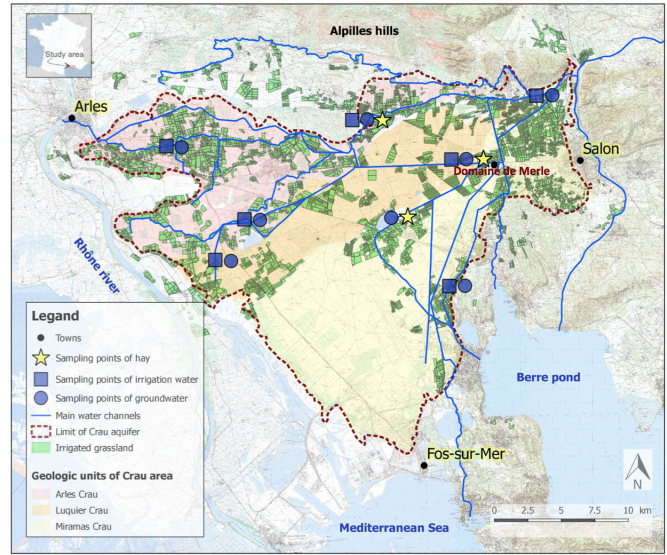


Figure A.3: Location of the sampling points in the Crau area.

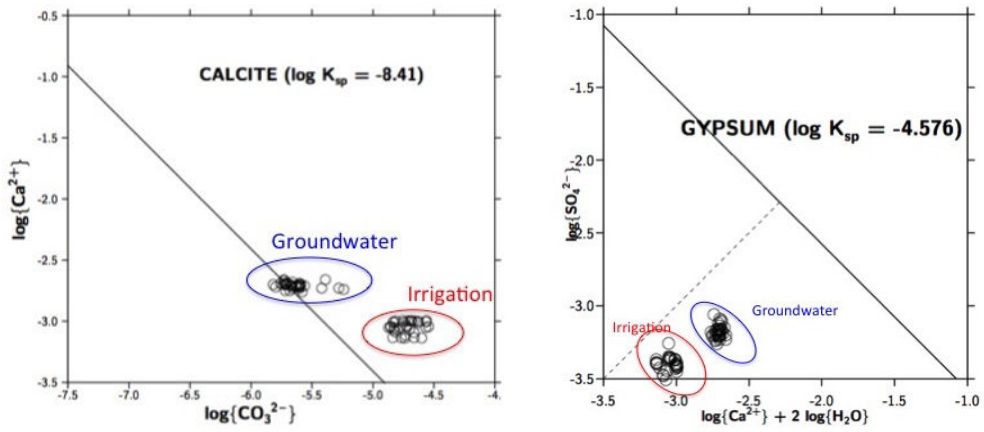


Figure A.4: Diagrams of Saturation Index of solutions with respect to calcite (left) and gypsum (right) of irrigation water (red) and groundwater (blue). Points above the equilibrium line indicate oversaturation and points below undersaturation.

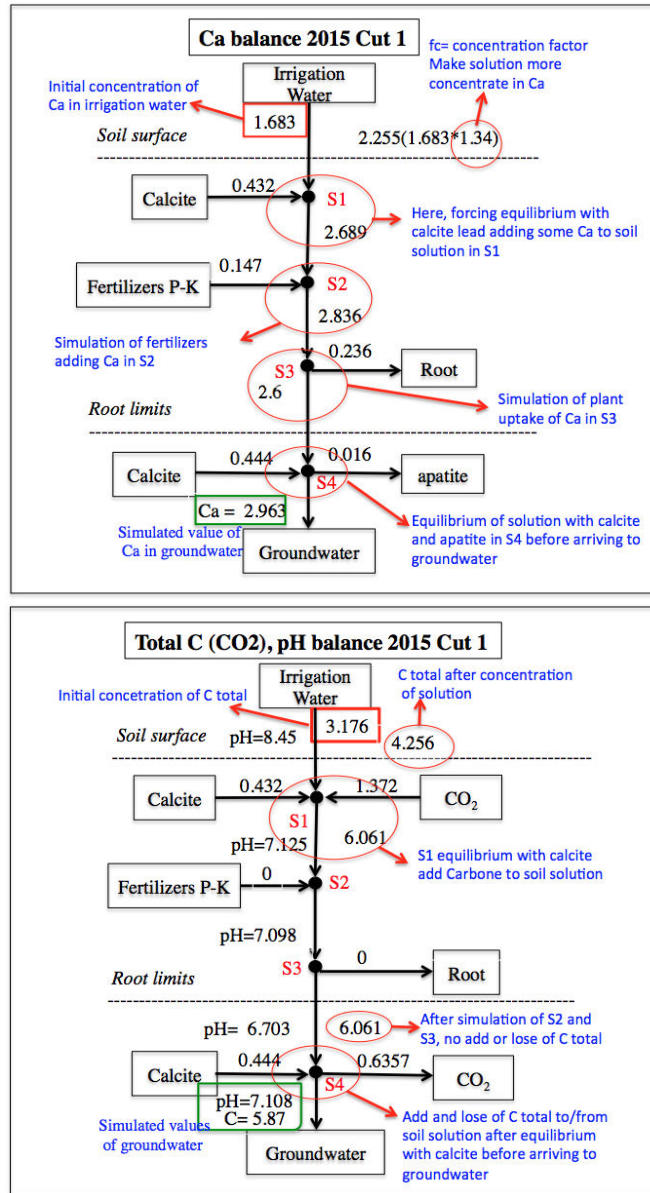


Figure A.5: The flux of Ca and C and pH change for 2015 Cut 1 in mmol/kg for 1 kg of water draining in the aquifer through the top soil horizon in the system "irrigation water, plant, soil, atmosphere and groundwater" in the Crau. For Ca, initially, irrigation water evaporates and equilibrates with the pCO_2 soil atmosphere. Then dissolution of mineral fertilizers provides some of Ca. An amount of Ca is absorbed by plants. The process is completed by re-equilibration of the solution with apatite and calcite and $CO_{2,g}$ degassing. For total C and pH, firstly, irrigation water evaporates and equilibrates with soil atmosphere. Absorption of elements by plants leads the solution to be acidified under the effect of the root proton pump, modelled here as uptaking bases, such as Na_2O etc.; as a result, pH decreases. Under the root zone, the solution equilibrates with calcite and hydroxyapatite, by dissolution of calcite and precipitation of apatite.

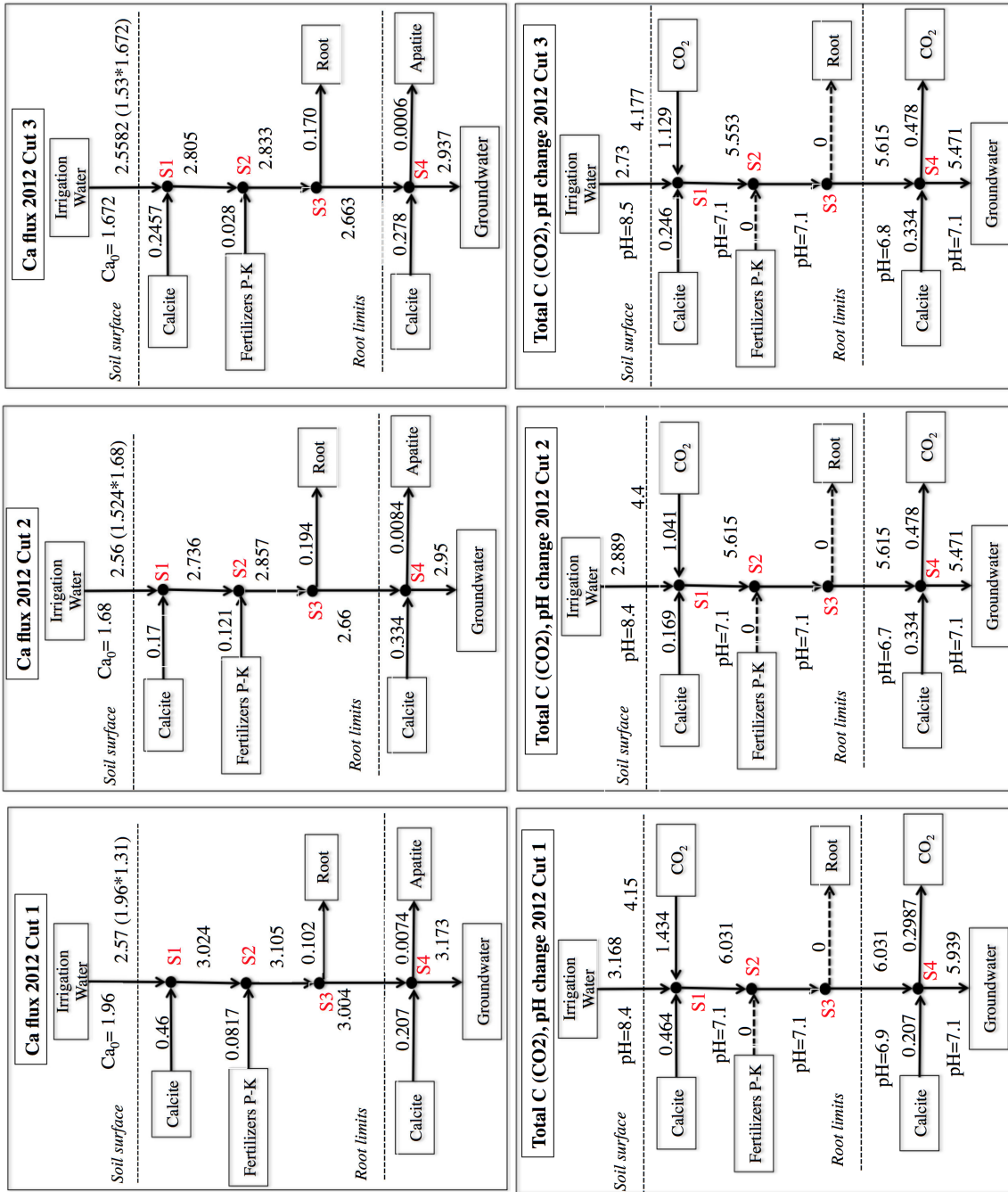


Figure A.6: During 2012 in the system "irrigation water, plant, soil, atmosphere and groundwater" of the Crau and for 1 kg of irrigated water in the aquifer crossing the soil horizon, the flux of Ca (mmol/kg (up) and H variation and carbon flux in mmol/kg (down)).

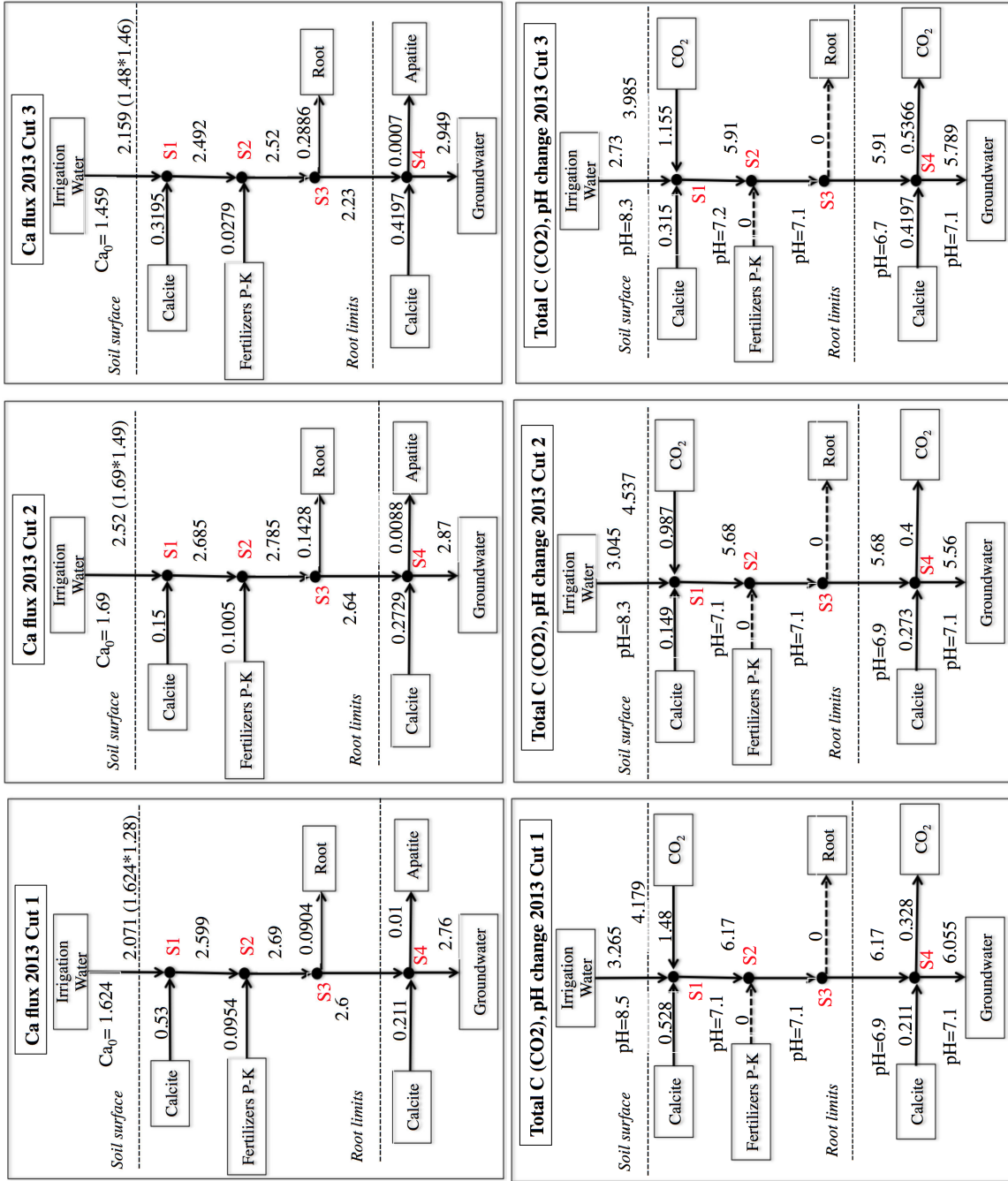


Figure A. 7: During 2013 in the system "Irrigation water, plant, soil, atmosphere and groundwater" of the Crau and for 1 kg of arrived water in the aquifer crossing the soil horizon, the flux of Ca (mmol/kg(up) and pH variation) and carbon flux in mmol/kg(down).

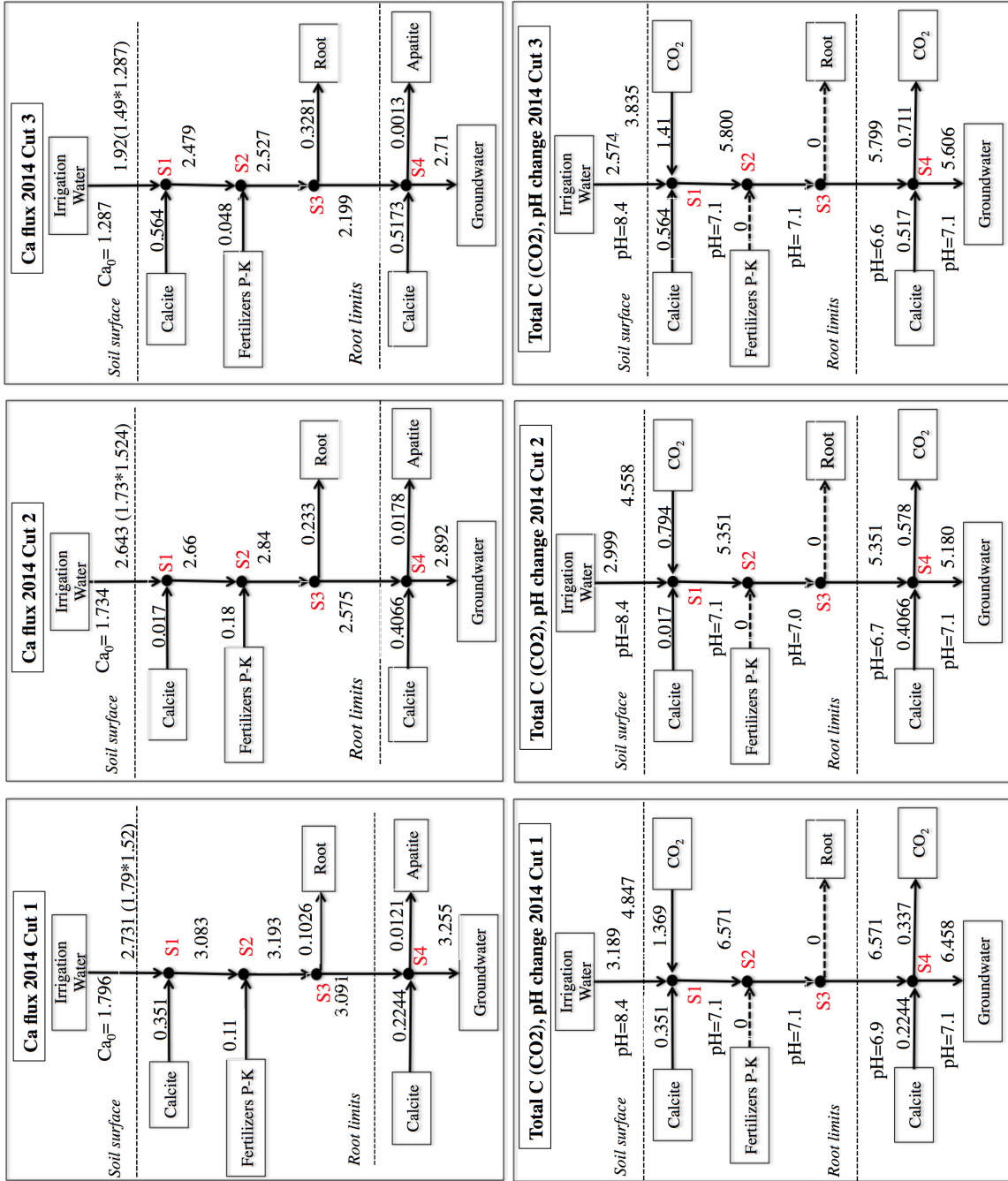


Figure A.8: During 2014 in the system "irrigation water, plant, soil, atmosphere and groundwater" of the Crau and for 1 kg of arrived water in the aquifer crossing the soil horizon, the flux of Ca (mmol/kg (up) and pH variation and carbon flux in mmol/kg (down).

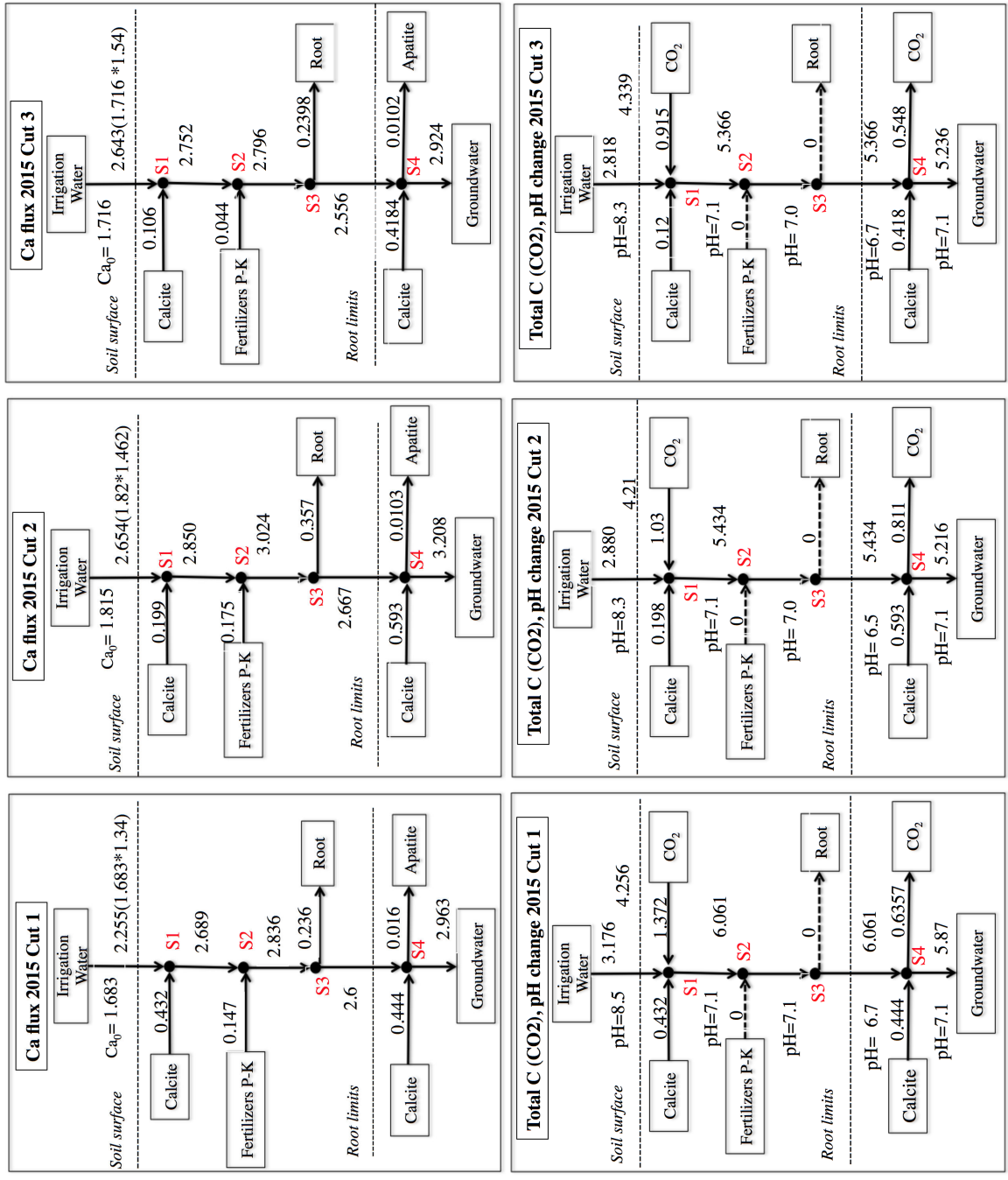
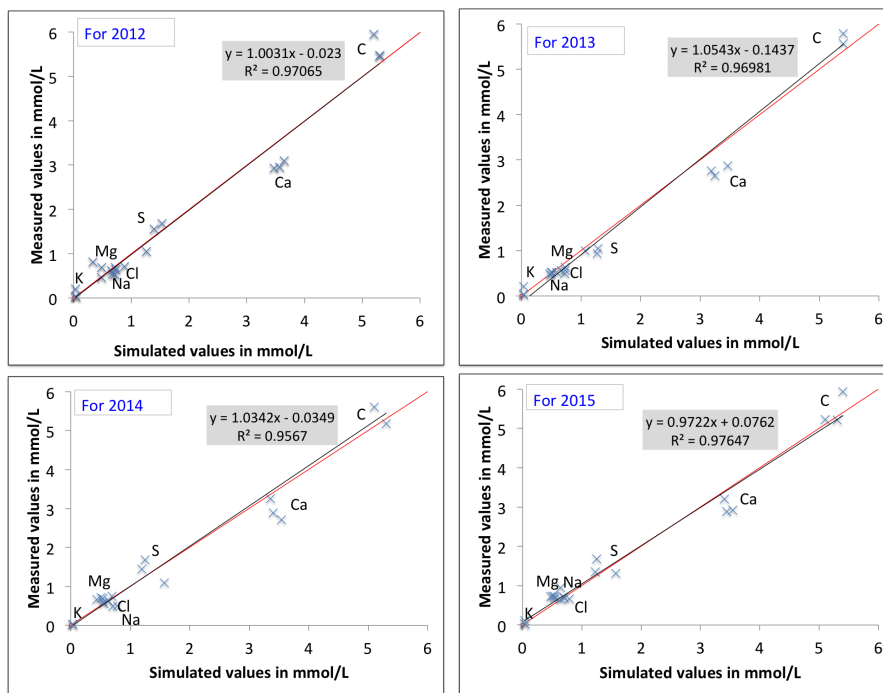


Figure A.9: During 2015 in the system "Irrigation water, plant, soil, atmosphere and groundwater" of the Crau and for 1 kg of irrigated water in the aquifer crossing the soil horizon, the flux of Ca (mmol/kg (up) and pH variation and carbon flux in mmol/kg (down)).



FigureA.10: Comparisonofsimulatedandmeasuredvaluesofchemicalcompositionof theCrau’sgroundwater (C, Ca, Cl, K, Mg, Na, S in mmol/L). Each element has three values yearly. Coefficientof determination R^2 lies between 0 (nocorrelation) and 1 (perfect fit).

1782 Chapitre 7

1783 Application du modèle 1784 biogéochimique

1785 7.1 Évaluation des indicateurs de risques concer- 1786 nant les sols et les eaux

1787 L'irrigation des prairies de la Crau contribue à :

- 1788 • recharger la nappe à hauteur de 70% ;
- 1789 • apporter des limons modifiant la granulométrie des sols en les enrichissant en
1790 éléments fins ;
- 1791 • permettre d'évaluer les risques environnementaux.

1792 Ce dernier est estimé après avoir validé le modèle biogéochimique qui nous per-
1793 met de l'appliquer pour évaluer les indicateurs géochimiques environnementaux qui
1794 montrent la probabilité d'avoir des risques concernant les sols et les eaux. Les sor-
1795 ties de l'utilisation conjointe de STICS et PHREEQC qui a simulé les interactions
1796 géochimiques entre sols et eaux sont utilisées dans le modèle GOCAD pour les spa-
1797 tialiser. Ces résultats nous permettent d'évaluer les indicateurs suivants : (i) les propriétés
1798 acido-basiques des sols et des eaux et les risques d'acidification ou d'alcalinisation ;
1799 (ii) le risque de salinisation des sols ; (iii) le risque de dégradation de la structure
1800 des sols ; (iv) le risque de salure de l'eau.

1801

1802 Ces indicateurs sont analysés et les résultats sont rédigés sous forme d'un papier
1803 scientifique à soumettre. Cet article montre que l'eau d'irrigation protège le sol
1804 contre sa tendance naturelle à l'acidification causée par l'eau de pluie.

1805 Les indices de saturation des eaux de la nappe par rapport à la calcite sont
1806 spatialisés en utilisant GOCAD pour les années 2012 et 2015, et sont comparés

1807 avec deux périodes climatiques différentes : l'une normale (1999-2001) et l'autre est
1808 une anomalie (2003-2005) marquée par des déficits hydriques climatiques et des
1809 modifications des modes d'irrigation. Les valeurs d'indice de saturation des eaux de
1810 nappe par rapport à la calcite pour ces différentes années sont significativement dif-
1811 férentes. les valeurs les plus élevées de l'indice de saturation par rapport à la calcite
1812 sont observées dans les zones irriguées. Dans les années d'anomalies, caractérisées par
1813 des températures élevées, des précipitations faibles et des restrictions d'utilisation
1814 de l'irrigation, les indices de saturation par rapport à la calcite sont proches de zéro,
1815 sauf dans les zones de vergers où la sursaturation est importante parce que ils ont
1816 été irrigués par pompage dans la nappe de la Crau.

1817 L'irrigation a un effet secondaire de tampon du pH des sols dans un intervalle de
1818 pH (7 à 8,3 en fonction de la pression partielle de CO₂ dans le sol) ; c'est un effet
1819 favorable au maintien de la qualité des sols et de leur fertilité. Dans les conditions
1820 actuelles, les risques de salinisation, de salure de la nappe sont négligeables, comme
1821 attesté par la large sous-saturation des eaux de nappe par rapport au gypse et
1822 la faible force ionique des eaux. La conductivité électrique normalisée à 25 degré
1823 celsius est bien inférieure au seuil de baisse des rendements des cultures modérément
1824 tolérantes. Ceci n'exclut pas que des problèmes puissent se poser aux marges de la
1825 Crau, au contact du biseau salé, ou en conditions artificielles de culture sous serre
1826 de plantes sensibles. Des argiles gonflantes sont présentes dans le Nord et l'Ouest
1827 de la Crau (Crau d'Arles), mais l'eau d'irrigation a une force ionique suffisamment
1828 élevée et est suffisamment pauvre en sodium, du fait de son origine, pour que ces
1829 argiles soient floculées et qu'une diminution de la conductivité hydraulique ne soit
1830 pas à craindre, d'ailleurs l'eau d'irrigation s'infiltrerait rapidement (ALKASSEM, 2016).

Environmental risks as appreciated by geochemical indicators calculated through BGCH model

Gihan Mohammed ^{1*}, Fabienne Trolard ¹, Guilhem Bourrié ¹, Fabrice Flamain ¹, Marina Gillon ¹, Ghislain Sevenier ¹

Abstract

Keywords: Environmental risks, Chemical and physical indicators, Soil quality

1. Introduction

Human destroys slowly natural balances (Short and Wyllie-Echeverria, 1996; Achard et al., 2002; Adam, 2002; Duarte, 2002; Gardner et al., 2003; Bellwood et al., 2004; Balmford and Bond, 2005; Marbà et al., 2005; Lotze et al., 2006; Duarte et al., 2008). Any imbalance could be a turning point where environmental services start to lose, or destroy an ecosystem.

Urban sprawl reduces natural surface and agricultural area down and becomes a major threat for soil and water resources (Chakir and Madignier, 2006; Ruellan, 2010; Sapoval et al., 2011; Malucelli et al., 2014; Trolard and Dangeard, 2014).

* Corresponding author

Email address: gihan.mohammed@paca.inra.fr / Tel. : +33432722377 (Gihan Mohammed)

¹ UAPV-INRA-UMR1114 Emma, Université d'Avignon, Domaine Saint-Paul, Site Agroparc, 84914 Avignon, France

The water quality used for irrigation is obviously essential for the yield, maintenance of soil productivity, and protection of the environment (Wilcox, 1955; Wilcox and Durum, 1967; Halliwell et al.; Trolard and Dangeard, 2014; Hannam et al., 2016). High content of carbonate (CO_3^{2-}) and bicarbonate (HCO_3^-), specially in arid and semi-arid zone because of evaporation effect drives to more concentration, which leads to get an alkalizing effect and increase of the pH value (Al-Droubi, 1976). In the other hand, when irrigation water contains a significant quantity of dissolved HCO_3^- in the presence of sufficient Ca^{2+} or Mg^{2+} ions, inorganic carbonates such as calcite (CaCO_3) or dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) can be formed (Bower et al., 1965; Suarez, 2000; Eshel et al., 2007; Sanderman, 2012; Hannam et al., 2016). These formations might affect soil inorganic carbon storage in different degree depending on the quantity of irrigation water applied, the fraction of irrigation water that leaches out of the soil profile and the concentrations of HCO_3^- and Ca^{2+} (and/or Mg^{2+}) dissolved in the water (Suarez and Rhoades, 1977; Suarez, 2006; Sanderman, 2012; Hannam et al., 2016). Salinity levels influence the soil structure, crop yield and groundwater quality (Stewart et al., 1977; Crescimanno et al., 1995; Fenget al., 2005) and could affect food safety and health (Gelting and Baloch, 2013). FAO has estimated that 6080 million hectares are affected to varying degrees by water logging and salinity (FAO, 1996; Cai et al., 2003). Hence, irrigation water quality should simultaneously achieve two objectives: feedback its waiting efficiency, agriculture and aquifer feed, and don't cause environmental hazards.

When problems are identified, stakeholders have the opportunity to implement remediation practices to mitigate environmental risks. Thereby, this paper aims to assess environmental risks that could touch water and soil quality through proposing operational indicators applied in a demo area (the Crau, South France) and applicable in other context. These indicators are constructed from a validated biogeochemical model (Mohammed et al., 2016b) that can calculate mineral fluxes over time changes.

Alternative futures of environmental risks in this demo area are explored with regard to irrigated area change, urbanization degree, climate change and crop production.

2. Operational indicators

The main environmental risks identified are:

- Risk of soil acidification (I) that is calculated using water data. It is estimated by calculation of the water saturation index compared to calcite precipitation;
- Risk of soil acidification (II) that is calculated using soil data. It is estimated by knowing the content of the active lime in soils;
- Risk of soil salinization, which is concluded by estimation of the risks of precipitation of soluble sodium salts, gypsum and salts more soluble than gypsum (Chevry and Bourrié, 1998);
- Risk of soil sodicity as an indicator of soil structure degradation;

- Risk of water salinization, which is estimated using the Ionic force (in mol/L) and/or Electrical Conductivity (EC) of waters. The thresholds are depending on the tolerance of crop to water salinity (osmotic effect and sodium toxicity) (Brady, 2002);
- Water drinkability to estimate the risk of non-drinkability using physical and chemical characteristics of waters such as pH and chemical concentrations of elements. Measures are compared with drinking-water norms and standards, *e.g.* World Health Organization (WHO).

3. Study area

The Crau area is located in the Mediterranean basin. The Durance River deposited pebbles from the 16th century through irrigation and the top soil was progressively enriched in fine fractions due to silt input from this irrigation. The soil map distinguishes three types of sedimentary deposits of Durance River, Crau Arles, the Crau of Luquier and Crau Miramas (Figure 1). Calcite precipitation cemented pebbles, which give their name to the Crau, forming a puddingstone, and is actually a limestone crust pedogenetic. Climate is enough dry that led to the installation of a remarkable steppe vegetation, and it is used as an extensive rangeland since ancient times. The first major change in occupied soils is dating back to the Renaissance, with the construction of the channel Crau (1541), from which the modern distinction has been between "dry" and "wet" Crau. The last one is irrigated grassland fields, which is harvested three times yearly and is flooded with a

large amount of water, the excess feeds the aquifer by about 70% of the total recharge (Oliso et al., 2013). Hereby, this small ecosystem lends itself well to study its reaction to centuries of applied surface irrigation.

Analyzed scenarios of global change in Crau area for 2025-2035 (Oliso et al., 2013; Trolard et al., 2013a, b, 2016) showed that irrigated grassland areas are expected to decrease by 6% to 11% in 2030, because of replacement of irrigated grasslands by other land uses, specially urban areas, which jeopardizes the sustainability of groundwater and permanent grassland. Environmental risks might be downloaded due to these changes.

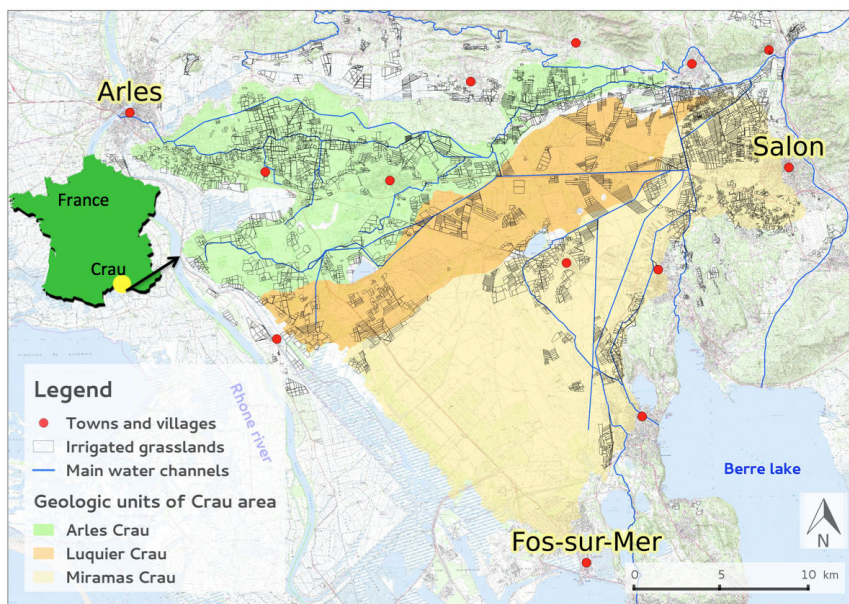


Figure 1: Three types in Crau area according to the age of sedimentary deposits. The oldest is Arles Crau and the youngest is Miramas Crau

4. Data: analytic and modelling

Sampling and chemical analyses both of irrigation water and groundwater were performed for (2012-2015). Additional groundwater analyses were taken from the database ADES (BRGM, 2016) and from Astucettic project (Astuce & Tic, 2011) for the period 1999-2005. Temperature, pH, Eh, alkalinity, K^+ , Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , F^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} and SiO_2 were measured. Performed and validated biogeochemical model (BGCH) that has been established by Mohammed et al. (2016b) using geochemical model (PHREEQC) and crop model (STICS) that leads us to show its performance to calculate environmental indices (Figure 2). GOCAD model (Geologic Computer Aided Design) was used to compare annual analyses in different sites (Trolard et al., 2016).

4.1. Future scenario

Analyzed scenarios of global change in Crau area for 2025-2035 were performed by (Trolard et al., 2013b; Oliso et al., 2013; Trolard et al., 2016). These scenarios chose the medium-term using recorded and simulated data from the previous IPCC exercise of Pachauri et al. (2007) (scenarios A1B, B1 and B2) of the climate, and surveys and simulated data of land use change. According to these scenarios, temperature has increased since 1980 with a rate of $0.5\text{ }^\circ\text{C}$ every 10 years and $1.89\text{ }^\circ\text{C}$ from 1960 to 2013 according to Mohammed et al. (2016a); this trend continues in the mid-term horizon (*i.e.* 2025-2030). No change for annual precipitation, but reference evapotranspi-

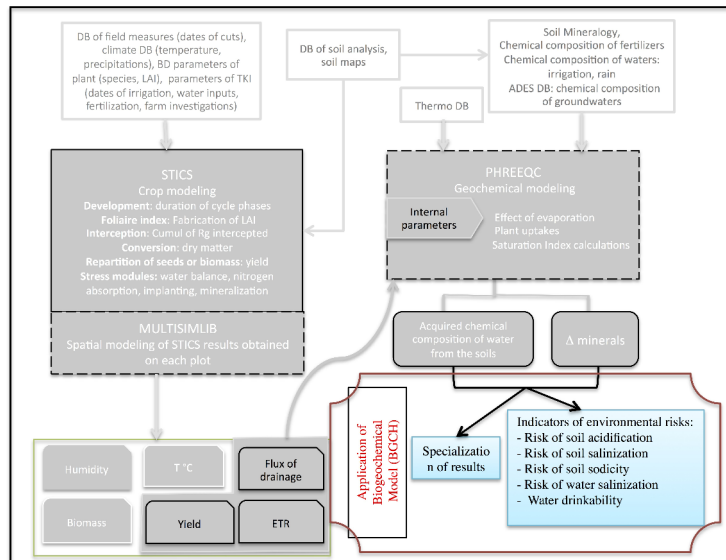


Figure 2: Application of coupled crop-geochemical models to effectuate a biogeochemical model (BGCH), established by Mohammed et al. (2016b).

ration ET_o , computed using the FAO56-PM method (Allen et al., 1998) has increased in the recent past and will increase significantly in the near future (around 1.5 mm/yr to 2 mm/yr). This simulation does not take into account major events natural hazard and political decisions.

Hereby to establish our geochemical scenario for 2025-2035 period, we have defined all of needed parameters. The culture system is assumed to be identical (irrigated grassland). Hay quality that changes from the first to the third cut remains constant interannual (Mohammed et al., 2016a). The parameters affecting water quality are the concentration factor by evaporation (f_c) and yield (R), where of we deduct exported minerals. Values of R and f_c are calculated by STICS model using climatic data for this period (2025-2035).

The scenarios of STICS carried out six sets of simulations (Table 1). The first simulation set, used as a reference for the current period, was carried out for the years 2012 to 2015. In order to characterize the impact of climate change on irrigated grassland surfaces, a simulation set with an assumption of stagnation of irrigated meadows area and irrigation methods identical to the current one has also been constituted. This simulation set also serves as a reference for the period 2025-2035. Subsequently, 4 sets of simulations were constituted based on a hypothesis of reduction of the water tower. The first considering is the stagnation of the evolution irrigated grassland area and the three others, taking into account the assumptions of changes in the land use.

Table 1: Averages of water tower on all the parcels of grasslands for the different simulation scenarios

Period	Scenario	Water tower (in days)
2012-2015	v6_ref	10.34
2025-2035	v6_ref	9.90
	v6_rte	13.77
	v6_rte_sc0	12.87
	v6_rte_sc1	12.65
	v6_rte_sc2	12.14

The quality of the irrigation water was constant for the period 2012-2015 and it is supposed that will stay constant unless any external change may be accrued, because the water comes from upstream of the Durance, and then the nature of the rocks and the interactions water/rocks are assumed

to be the same in 2025-2035 than 2012-2015. Calcite (CaCO_3) is assumed in excess in the upper part of the soil, under form of "active limestone" and in the geological / pedogenetic underlying. The evolution of the soil based on scenarios is obviously affected by the dissolution / precipitation of calcite, following the abundance of calcite stock and this is part of the discussion of "sustainability" of the geochemical conditions. These defined scenarios provide climatic and agronomic values, from which geochemical simulation was performed for 2035, based on average values from the crop model (STICS).

5. Results: assessed indicators

5.1. Risk of soil acidification

5.1.1. The water saturation index with respect to the calcite

Saturation indexes of the soils solution and waters allow us to appreciate the general geochemical trends. Irrigation waters over survey period are over-saturated with respect to calcite ($\text{SI} = 0.762 \pm 0.06$ (mean \pm SD), $N = 190$, min. = 0.4792, max. = 0.9645), while groundwaters are close to equilibrium ($\text{SI} = 0.095 \pm 0.05$).

Withholding periods relate to the years 1999 and 2001 that correspond to years of rain fall and irrigation management called normal and the years 2003 and 2005 corresponding to anomalous years due to significant water deficits and changes in modes consecutive irrigation to severe droughts. 2012 was also taken into account to observe change over time (Figure 4). The index

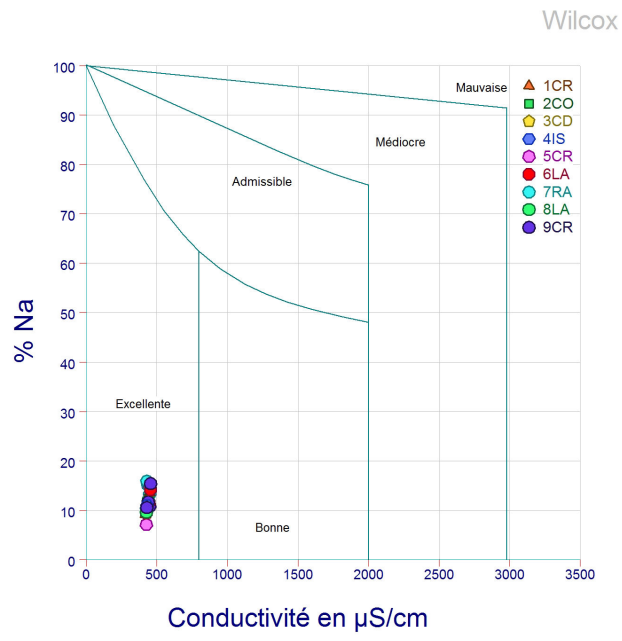


Figure3: wilcoxdiagramme.

values of saturation of groundwater with respect to the calcite for these years shows significant differences.

The values that are calculated by PHREEQC cannot be compared directly because they do not always correspond to the same measuring points from one year to another. Thus to could be compared, GOCAD models spatializes output of PHREEQC for different years. In 1999 and especially 2001 years of normal irrigation, that is to say, without restriction of water allocation, the highest values of saturation index with respect to calcite (green and red to yellow) is observed in irrigated areas Northwest to Northeast, and Northeast to the Southeast. In 2003 and 2005, due to high temperatures and low precipitation, both locally and in the Alps, irrigation restrictions were imposed on farmers, especially in 2003, when "heat wave" surprised managers and generated social conflicts (Astuce & Tic, 2011). Agricultural practices were then differentiated. The meadows were much less irrigated, which means less biomass, less regrowth after the first harvest, and therefore less evapotranspiration ($ETR < ETP$). The rainwater flows have dominated throughout the Crau, where saturation indices relative to the calcite near zero (SI=0, blue tint). The purple stain SW (2003) is explained by a water intake of the Rhône River, but it is no longer of the Crau's water table. The arboriculturist, however, cannot afford to let their trees suffer from lack of water too long. After recurrent droughts (2003, 2004, 2005), a large supersaturation is observed with respect to the calcite (Extended red spot) in the orchard area. These were irrigated by pumping into the Crau aquifer.

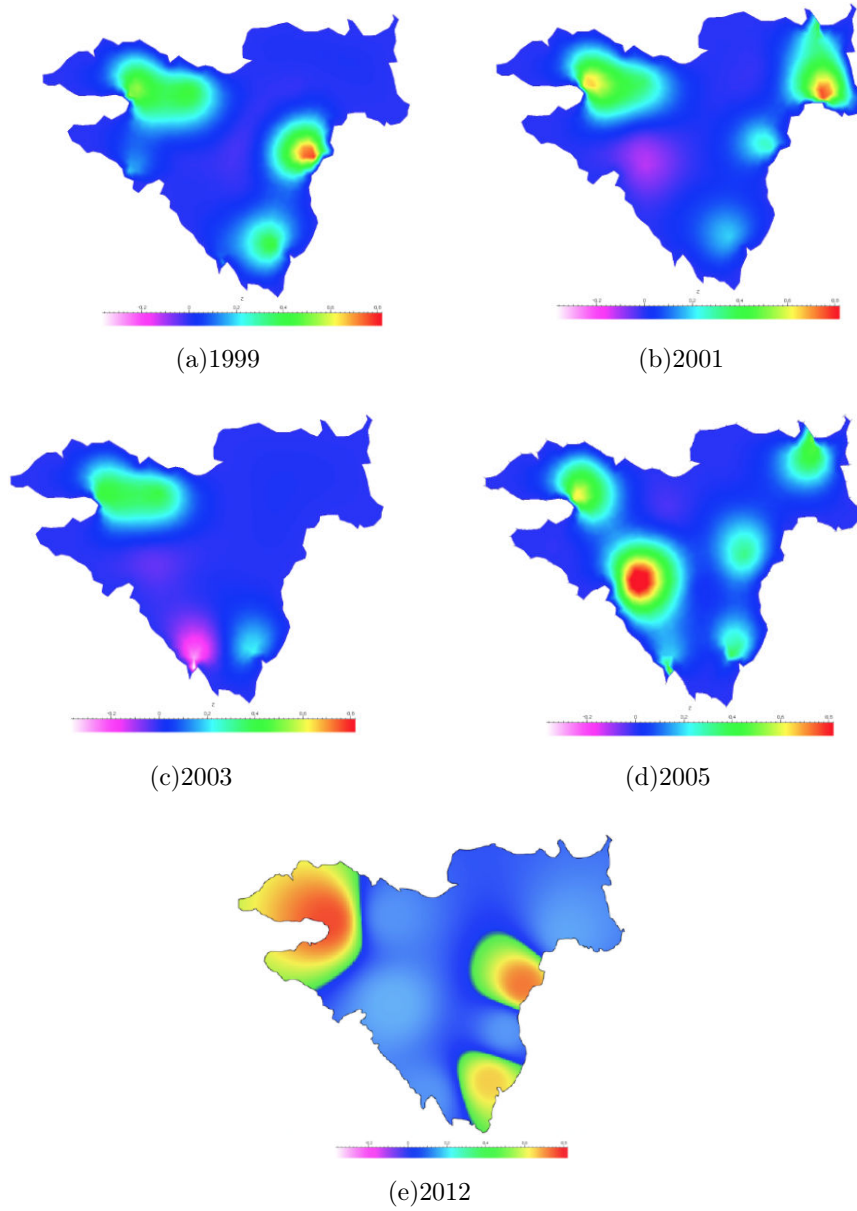


Figure4: WatersaturationindexofgroundwaterwiththerespecttoalciteoftheCrau inlatesummer,1999-2001asnormalyearsand2003-2005asanomalousyears andin2012.

This irrigation water has served twice, and was even more concentrated by evaporation. What is remarkable is that the variations of allocation of water resources and soil occupation are felt directly on the quality of groundwater. This implies that there is no quick mix of groundwater, which keeps their local signature, and can be attributed to the fracturing of the crust limestone which is the result of active tectonics in the region.

2003 and 2005 match anomalous years due to large deficits water and climate changes. The meadows were much less irrigated, which means less biomass, less regrowth after the first cutting, and therefore less evapotranspiration ($ETR < ETP$). The rainwater flows have dominated throughout the Crau, where saturation indexes with respect to calcite were near zero for meadow zone, however over-saturated for irrigated orchard area.

5.1.2. The active limestone contents in soils

The centuries-old irrigation changed the acid-base properties of soils in the Crau, it partially recarbonated the top of irrigated soils; this explains the presence of active limestone (Bouteyre and Duclos, 1994). The presence of active limestone is linked to the occupation of the soil. The comparison of the spatial distributions in the figure 5 shows that the presence of active limestone is correlated with the use of the soil as irrigated meadow. This effect partly offsets the natural geochemical tendency of soils to acidification, in general in oceanic or continental semi-temperate climate and Mediterranean climate, at least north-Mediterranean, the risk of soil acidification in the cur-

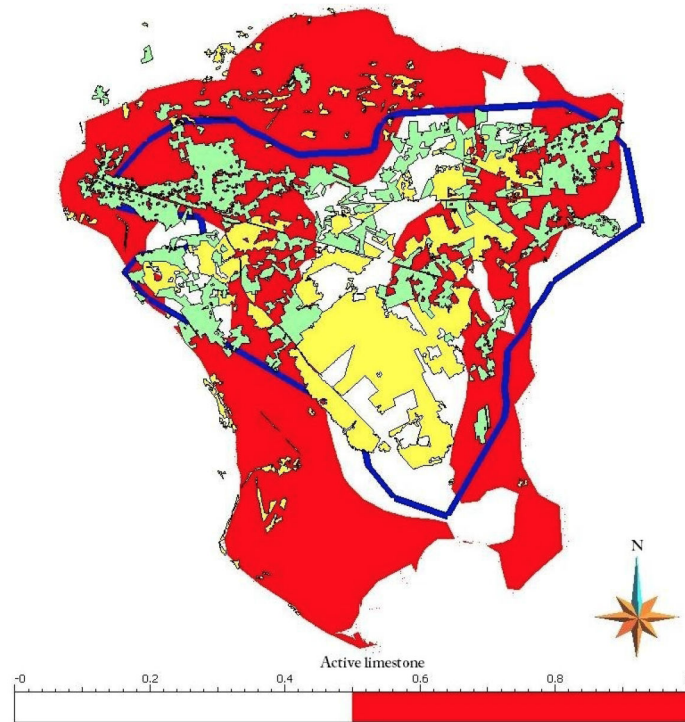


Figure 5: Influence of soil occupation on the presence of active limestone at the upper part of the soil in Crau. Land use: in green, irrigated parcels (meadows in the North, some orchards in the West); in yellow, rangelands of extensive ovine breeding ("coussouls"). Properties of soils: red, presence of active limestone in the upper part of the soil; in white, absence of active limestone. According to the probability of co-occurrence, the presence of active limestone in irrigated meadows is 0.61 and in coussouls 0.37.

rent climate is negligible. Thus irrigated agriculture Durance water protects soils against the natural tendency to acidification.

The natural decarbonation of soils receiving only rain water prevents partial recarbonation of irrigated soils. Because when rain water that is almost pure and in equilibrium with CO_2 atmospheric (pH: 5.5) falls on the soil, it acts as a powerful solvent. This acidity of rain water increases as it penetrates the soil because the CO_2 of the soil is higher than that of the atmosphere and the water tends to dissolve the minerals of the soil by acid hydrolysis.

5.2. Risk of salinisation

Irrigation waters are sub-saturated with respect to Gypsum ($\text{SI} = -1.733 \pm 0.06$, $N = 190$, min. = -1.9971, max. = -1.5277). Groundwater stays under-saturated ($\text{SI} = -1.31 \pm 0.04$), while it is between under and over slightly saturated in respect to hydroxyapatite ($\text{SI} = -0.8$ to $+0.22$). The electrical conductivity of groundwaters normalized to 25°C varies on average from 0.760 mS cm^{-1} to 0.940 mS cm^{-1} . Thus under current conditions, the risk of salinization according to gypsum indexes, salinity of groundwater according to the low ionic strength ($10^{-2} \text{ mol/kg (M)}$) are negligible. In the same way the electrical conductivity is well below the lower threshold of crop yields moderately tolerant. This does not exclude that concerns may arise at the margins of the Crau in contact with the salt wedge, or artificial conditions of greenhouse cultivation of susceptible plants.

5.3. Risk of soil degradation

Sodium Adsorption Ratio (SAR) maximum measured is 0.55, which leads to a threshold value of the dispersion threshold $= 1.21 \times SAR + 3.3 = 4$. The potential dispersion of soils depends on total cations charge (TCC) and SAR (Chevry and Bourrié, 1998). TCC value is of the order of 10, much higher than 4. The soils dispersion risk by groundwater are thus negligible. Only in the northern and western part of the Crau, there are expansive clays, smectite-type or "expansive complex" (Colomb and Roux, 1978). Certainly, it must consider the water that enters the soil, which may have a lower ionic strength, therefore the dispersion action is more than of groundwater. The rainwater can disperse the soil, but that is not observed because of a very small value of SAR. Irrigation water has an ionic strength of about 8×10^{-3} M, a CT estimate of about 8 mmol L^{-1} , which is also much higher than 4. Consequently, the soil structure degradation risk in the current conditions of irrigation by the Durance waters is negligible. This is confirmed by the fact that irrigation water infiltrates easily into the soil of the Crau.

-3

5.4. Risk of non-drinkability

Under present conditions, the composition of groundwater is entirely in compliance with drinking water standards, and in particular it is very low in nitrates and the maximum values observed for major elements concentrations are all well below the limit values. However, trace metals, organic compounds have not been studied, nor pathogens. The groundwater shows

ever vulnerable to occasional pollution because waters infiltrate quickly. A culture system change could quickly degrade the groundwater quality.

5.5. Future scenario: water and soil quality change

Different scenarios are reconstructed according to the water tower average for grassland parcels, which led to different amount of irrigation water. Biogeochemical simulation was achieved for 2030 and compared with prece-
 dents simulation (2012-2015). The major different is in the climatic factors, the f_c is more than 1.34 for all of cutting within 2012-2015 period. Nevertheless, the first point in simulations for 2035, whatever the used scenario, shows that the dilution by rain outweighs the concentration by evaporation during the first cut, with a factor less than 1 and as low as 0.65. Conversely, in the studied period f_c does not exceed 1.54, while the maximum for 2030 simulation is very close to 2 (1.93). This is the accentuation of climate variability with wettest spring and driest summer, it is the fundamental fact. Afterward, simulation results by PHREEQC showed that equilibrium with calcite and $p\text{CO}_2$ of the soil atmosphere, fixed at 2×10^{-3} bar requires a pH of 7.1 fixed temperature at 17°C ; this results in the assumption that the active limestone is present and in excess in the soil. Alkalinity is determined by the balance $\text{CO}_2\text{g}/\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ and varies little around $(4.800 \pm 0.067)\text{mmol kg}^{-1}$. This balance also sets the calcium concentration, which varies little around $(3.00 \pm 0.08)\text{mmol kg}^{-1}$. Temporarily decreases of the pH in the root environment because of absorption of cations in excess of the

absorption of anions; the pH decrease remains very limited 6.73 ± 0.10 . Ionic strength remains low (11.0 ± 0.8) mmol kg⁻¹, so the salinity of water is negligible. The solutions are largely under-saturated with respect to gypsum, -1.5 ± 0.1 ; the lowest values were observed in the first cut (-1.66) and the highest values at the third (-1.3); This eliminates any risk of soil salinization; there was no significant difference between the scenarios on this point.

The general geochemical trend is clearly toward decarbonisation. Balance of calcium and CO₂ show alternating periods of decarbonation and calcite precipitation, but on all three cuttings soil decarbonation clearly outweighs, and this can only increase during the period autumn and winter. The reduction of water supplies reduces carbonate inputs and the rain abundance in spring makes the balance of calcium and carbonate negative (Table 2). The calcium balance is negative (-311 to -393 kg ha⁻¹) for hydromorphic soils on all three cuts and the decarbonation of soils is accentuated during the autumn/winter period. It is even more negative (-358 to -476 kg ha⁻¹) for the other three classes (ferriallitic soils) distinguished by the thickness of the horizon A (Table 3). Total decarbonation leads to the disappearance of the carbonate buffer capacity and leads to the progressive acidification of soils. Acidification could lead to the floristic modification of the Crau's hay and the degradation of its quality, even if the yields remain the same. The use of liming seems therefore inescapable. The irrigation water is already saturated with respect to the calcite and cannot dissolve any more. To compensate

for the leakage of carbonate, it will therefore be necessary to bring it in the form of carbonate amendments.

Table 2: Balance of calcium and carbonate for simulation of dissolution and precipitation of calcite, 2030, for the growing season (three cuts, no cumulative), excluding winter

	Balance			Flux			
	CaCO ₃	Ca ⁺²	CO _{2g}	Ca ⁺²		CO _{2g}	
	mmol kg ⁻¹			mol m ⁻²		kg ha ⁻¹	
Average	-0.742	-0.672	-0.696	-0.327	-131.097	-0.333	-40.018
SD	0.715	0.675	0.589	0.387	154.922	0.341	40.908
Maximum	0.357	0.379	0.640	0.084	33.474	0.141	16.947
Minimum	-1.977	-1.818	-1.562	-0.923	-369.990	-0.960	-115.155

The negative concentrations are for the dissolved calcite and dissolved CO_{2g}, positive ones are for the precipitated calcite and CO_{2g} degassed

Table 3: Cumulative calcium export flows for the three cuts, simulation for 2030.

Scenarios	Hydromorphic soils		fersiallitic soils	
	Class 1	Class 2	Class 3	Class 4
	kg/ha		kg/ha	
v6_ref	-393	-468	-476	-453
v6_rte	-311	-358	-364	-442
v6_rte0	-324	-460	-386	-385
v6_rte_sc1	-326	-381	-398	-400
v6_rte_sc2	-324	-404	-412	-401

The negative concentrations are for the dissolved calcite and dissolved CO_{2g}, positive ones are for the precipitated calcite and CO_{2g} degassed

6. Discussion

Soil acidification leads to loss of biodiversity and reduction of ecosystem stability (Chen et al., 2012; Azevedo et al., 2013; Ceulemans et al., 2013). The

low precipitation and high evaporation can be one of the reasons that prevent the soil from being acidified (Zhao and Shi, 2007; Duan et al., 2013). Irrigation role provides heretwo consequences: (1) It brings silt, thus changing the soils granulometry; (2) It changes soils acidic-basic properties because of the geochemical interactions between waters and soils. The irrigation waters by Durance River protect soil against its natural trend towards acidification caused by rainwater. When rain enters the topsoil, its acid properties are enforced because it equilibrates with $p\text{CO}_2$ of soil atmosphere; it operates then as a strong solvent. In the Crau area, irrigation waters contain dissolved calcium carbonate because of their transfer from the Alps through limestones, and their $p\text{H}$ of 8.3. This makes them less aggressive towards soils minerals and even instead, makes them rather encrusting depending on the degree of concentration of water by evaporation, which depends itself on climatic conditions.

According to SAR index, the soil structure degradation risk is negligible, however Bourrié (2014) recently recommended to simply consider the calcium concentration rather than the SAR index. Nevertheless, risk of salinization could arise at the margin of the Crau in contact with the salt wedge, salt water intrusion to NE direction in the downstream part of study area has been observed (De Montety et al., 2008; Nguyen, 2016).

As cropping system in the Crau appears from a general point of view as robust facing climate change and it protects the soil quality and water quality (Trolard et al., 2013b; Mohammed et al., 2016a). The difficulty of

soilcultivationofCrauledMantoresorttoirrigation. Theinitialobjectives weretheprovisionofwatertocropsbutalsoprovidinghydraulicenergyfor mills (Jean, 2011). The amount of irrigation water was also calculated to providesilt from Durance River, hence soil transformation and thickening of the horizon A. More discreetly, the quality of irrigation water has also altered the soils of the Crau. Therefore agriculture of irrigated meadows appears as a success example of efforts of centuries and the term "sustainable development" takes on its meaning: it is an agriculture that produces food goods, is in equilibrium with its environment and shows resilience in face of change. The geochemical properties (carbonate buffering capacity) contributed to this resilience.

However, the main threat consists in present urban sprawl (extension of cities of Marseilles, Arles etc.). Urban sprawl directly consumes lands that are withdrawn from agriculture and irrigation, but indirectly it destabilizes the crop system due to increasing price of land and increasing management difficulties. Scenarios point to a decrease of irrigated areas (Olios et al., 2013; Trolard et al., 2016), which would not reduce the yield and the hay quality, and so would not affect directly the income of farmers, but would drastically reduce the recharge of the water table, which is also used for urban and industrial purposes.

7. Conclusion

The application of the biogeochemical model (BGCH) in a demo area was appeared efficient providing us operational indicators, in supplementary materiel, which could be applicable in other contexts and available in the hands of stakeholdersto evaluate environmental risks.

Acknowledgements

We sincerely thank Françoise Ruget for the useful discussion regarding crop model. The PRECOS framework is gratefully acknowledged. This collaboration resulted in the PhD project of G.M. that focuses on biochemical modeling of irrigation-sol-plant-groundwater system to manage the soil fertility, conserve ecology and study the sustainability of semi-natural grasslands facing global change.

References

- Achard, F., Eva, H., Stibig, H.J., Mayaux, P., Gallego, J. and Richards, T., Malingreau, J., 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297, 999–1002.
- Adam, P., 2002. Salt marshes in a time of change. *Environmental conservation* 29, 39–61.
- Al-Droubi, A., 1976. Géochimie des sels et des solutions concentrées par évaporation: modèle thermodynamique de simulation: application aux sols salés du Tchad. Université Louis-Pasteur, L'Institut de Géologie.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration. volume 300 of *FAO Irrigation and drainage paper 56*. FAO.
- Astuce & Tic, 2011. Anticipation sécurisée de territoires urbanisés, de campagnes et de leur environnement fondées sur les nouvelles technologies de l'information et des communications.
- Azevedo, L.B., van Zelm, R., Hendriks, A.J., Bobbink, R., Huijbregts, M.A., 2013. Global assessment of the effects of terrestrial acidification on plant species richness. *Environmental pollution* 174, 10–15.
- Balmford, A., Bond, W., 2005. Trends in the state of nature and their implications for human well-being. *Ecology Letters* 8, 1218–1234.

- Bellwood, D., Hughes, T., Folke, C., Nyström, M., 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429, 827–833.
- Bourrié, G., 2014. Swelling clays and salt-affected soils: demixing of Na^+ and Ca^{2+} clays as the rationale for discouraging the use of sodium adsorption ratio (sar). *Eurasian Soil Science* 3, 245–253.
- Bouteyre, G., Duclos, G., 1994. Carte pédologique de France au 1/100000, Arles N-22. Notice explicative de la carte. Service d'étude des Solset de la Carte pédologique de France, Orléans.
- Bower, C., Wilcox, L., Akin, G., Keyes, M., 1965. An index of the tendency of CaCO_3 to precipitate from irrigation waters. *Soil Science Society of America Journal* 29, 91–92.
- Brady, N.C., 2002. The nature and properties of soils. Prentice Hall.
- BRGM, 2016. Portail national d'accès aux données sur les eaux souterraines. [//http://www.adeseaufrance.fr/](http://www.adeseaufrance.fr/).
- Cai, X., McKinney, D., Rosegrant, M., 2003. Sustainability analysis for irrigation water management in the aralsea region. *Agricultural Systems* 76, 1043–1066.
- Ceulemans, T., Merckx, R., Hens, M., Honnay, O., 2013. Plant species loss from European semi-natural grasslands following nutrient enrichment – is it nitrogen or is it phosphorus? *Global Ecology and Biogeography* 22, 73–82.

- Chakir, R., Madignier, A.C., 2006. Analyse des changements d'occupation des sols en France entre 1992 et 2003. *Économie rurale*, 59–68.
- Chen, W., Li, Z.W., Shen, X., 2012. Influence of soil acidification on soil microorganisms in pear orchards. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 43, 1833–1846.
- Cheverry, C., Bourrié, G., 1998. La salinisation des sols, in: Stengel, P., Gelin, S. (Eds.), *Sol interface fragile*. INRA Éditions, Paris, pp. 109–127.
- Colomb, E., Roux, R.M., 1978. La Crau—Données nouvelles et interprétation. *Géologie méditerranéenne* V, 303–324.
- Crescimanno, G., Iovino, M., Provenzano, G., 1995. Influence of salinity and sodicity on soil structural and hydraulic characteristics. *Soil Science Society of America Journal* 59, 1701–1708.
- De Montety, V., Radakovitch, O., Vallet-Coulomb, C., Blavoux, B., Hermitte, D., Valles, V., 2008. Origin of groundwater salinity and hydrogeochemical processes in a confined coastal aquifer: case of the Rhône delta (southern France). *Applied Geochemistry* 23, 2337–2349.
- Duan, L., Liu, J., Xin, Y., Larssen, T., 2013. Air-pollution emission control in China: Impacts on soil acidification recovery and constraints due to drought. *Science of the Total Environment* 463, 1031–1041.
- Duarte, C., 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation* 29, 192–206.

- Duarte, C., Dennison, W., Orth, R., Carruthers, T., 2008. The charisma of coastal ecosystems: addressing the imbalance. *Estuaries and Coasts* 31, 233–238.
- Eshel, G., Fine, P., Singer, M., 2007. Total soil carbon and water quality: an implication for carbon sequestration. *Soil Science Society of America Journal* 71, 397–405.
- FAO, 1996. *Food production: The critical role of water*.
- Feng, Z., Wang, X., Feng, Z., 2005. Soil and salinity leaching after the autumn irrigation and its impact on groundwater in the Hai irrigation district, China. *Agricultural Water Management* 71, 131–143.
- Gardner, T., Côté, I., Gill, J., Grant, A., Watkinson, A., 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science* 301, 958–960.
- Gelting, R., Baloch, M., 2013. A systems analysis of irrigation water quality in environmental assessments related to foodborne outbreaks. *Aquatic Procedia* 1, 130–137.
- Halliwell, D., Barlow, K.M., Nash, D.M., 2000. A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. *Australian Journal of Soil Research* 39.
- Hannam, K., Kehila, D., Millard, P., Midwood, A.J., Neilsen, D., Neilsen, G., Forge, T., Nichol, C., Jones, M., 2016. Bicarbonates in irrigation water

contribute to carbonate formation and CO₂ production in orchard soils under drip irrigation. *Geoderma* 266, 120–126.

Jean, M., 2011. Les architectes de l'eau en Provence. Actes Sud Nature. Actes Sud Nature.

Lotze, H., Lenihan, H., Bourque, B., Bradbury, R., Cooke, R., Kay, M., Kidwell, S., Kirby, M., Peterson, C., Jackson, J., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312, 1806–1809.

Malucelli, F., Certini, G., Scalenghe, R., 2014. Soil is brown gold in the Emilia-Romagna region, Italy. *Land Use Policy* 39, 350–357.

Marbà, N., Duarte, C., Díaz-Almela, E., Terrados, J., Álvarez, E., Martínez, R., Santiago, R., Gacia, E., Grau, A., 2005. Direct evidence of imbalanced seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot population dynamics in the Spanish Mediterranean. *Estuaries* 28, 53–62.

Mohammed, G., Trolard, F., Bourrié, G., Gillon, M., Tronc, D., Charron, F., 2016a. Along-term data sequence (1960–2013) to analyse the sustainability of hay quality in irrigated permanent grasslands under climate change. *American Journal of Agriculture and Forestry*, 12.

Mohammed, G., Trolard, F., Chanzy, A., Bourrié, G., 2016b. Biogeochemical modelling: new approach to evaluate the intensive agriculture sustainability, 12.

- Nguyen, B.T., 2016. Coupling geophysical and isotopic approaches to better simulate saltwater intrusion into coastal aquifers : a case study in the Crau aquifer. Theses. Université d'Avignon. URL: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01398023>.
- Oliosio, A., Lecerf, R., Baillieux, A., Chanzy, A., Ruget, F., Banton, O., Lecharpentier, P., Trolard, F., Cognard-Plancq, A.L., 2013. Modelling of drainage and hay production over the Crau aquifer for analysing impact of global change on aquifer recharge. *Procedia Environmental Sciences* 19, 691–700.
- Pachauri, R., Reisinger, A., Team, C.W., 2007. *Climate Change 2007 Synthesis Report*. the Intergovernmental Panel on Climate Change. doi:10.1256/004316502320517344.
- Ruellan, A., 2010. *Dessolset des hommes: un lien menacé*. IRD Éditions.
- Sanderman, J., 2012. Can management induced changes in the carbonate system drive soil carbon sequestration? a review with particular focus on australia. *Agriculture, ecosystems & environment* 155, 70–77.
- Sapoval, Y.L., Pennequi, G., Mocilnikar, A.T., 2011. Comment faire émerger une offre urbaine durable? In: *Atlas du développement durable et responsable*. Éditions Eyrolles.
- Short, F., Wyllie-Echeverria, S., 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental conservation* 23, 17–27.

- Stewart, J., Hagan, R., Pruitt, W., Danielson, R., Franklin, W., Hanks, R., Riley, J., Jackson, E., 1977. Optimizing crop production through control of water and salinity levels in the soil.
- Suarez, D., 2000. Impact of agriculture on CO₂ as affected by changes in inorganic carbon. *Global Climate Change and Pedogenic Carbonates*, CRC/Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 257–272.
- Suarez, D., 2006. Inorganic carbon: land use impacts, in: *Encyclopedia of Soil Science*, Second Edition, pp. 895–897.
- Suarez, D.L., Rhoades, J., 1977. Effect of leaching fraction on river salinity. *Journal of the Irrigation and Drainage Division* 103, 245–257.
- Trolard, F., Baillieux, A., Buis, S., Clastre, P., Courault, D., Dangeard, M.L., Virgilio, N.D., Dussouilliez, P., Fleury, J., Jouan, R., Keller, C., Lecharpentier, P., Lecroart, J., Napoleone, C., Mohammed, G., Oliosio, A., Reynders, S., Rossi, F., Tennant, M., 2016. *Journal of environmental management* 181, 590.
- Trolard, F., Dangeard, M.L., 2014. Lessols, leau et la production agricole: des ressources de base face à l'état élémentaire et aux changements climatiques, in: Collart Dutilleul, F., Bréger, T. (Eds.), *Penser une démocratie alimentaire*. INIDA. volume 2, pp. 113–123.
- Trolard, F., Dangeard, M.L., de Mordant de Massiac, J.C., Bourrié, G., Lecerf, R., LePors, B., Chanzy, A., Dangeard, A., Keller, C., Charron, F.,

- le consortium ASTUCE & TIC, 2013a. Disparition des habitats naturels et agricoles: quelques enseignements tirés du programme Astuce & Tic, in: Tatin, L., Wolff, A., Boutin, J., Colliot, E., Dutoit, T. (Eds.), *Écologie et conservation d'une steppe méditerranéenne: la plaine de Crau*. Éditions Quae, pp. 229–245.
- Trolard, F., Reynders, S., Dangeard, M.L., Bourrié, G., Descamps, B., de Mordant de Massiac, J.C., 2013b. Territoires, villes et campagnes face à l'étalement urbain et au changement climatique—Une démarche intégrative pour préserver les sols, l'eau et la production agricole. Éditions Johanet.
- Wilcox, L., 1955. Classification and use of irrigation waters.
- Wilcox, L., Durum, W., 1967. Quality of irrigation water. *Irrigation of agricultural lands*, 104–122.
- Zhao, Q., Shi, X., 2007. Generality of soil resources.

Appendix A. Operational indicators to evaluate Environmental risks

Appendix A.1. *Water potability*

Description: risks of non physico-chemical potability of water

Studied variables

- pH;
- Concentrations of barium, sodium, sulphate, chloride, fluoride, nitrate, aluminium, iron, manganese, boron, arsenic, selenium and mercury.

Time step of calculation

3 to 4 times per year (see ADES database)

Space step of calculation

- Punctual at the sampling point;
- Interpolation on the whole aquifer by geo-modelization.

Data and tools needed to perform the calculations

- Geo-referenced location of sampling points and water analysis;
- Results of analysis of surface water (irrigation and drain water) and/or groundwater;
- Databases on water quality (e.g. ADES base for groundwater in France);

- Software gOcad (geomodelling) for the interpolation of the ponctual resultsto the whole of the sheet;
- Possibility of continuous measurement by use *insitu* multi-parameter probe equipped with sensors of pH, conductivity and redox potential.
- PHREEQC software.

References

Use of normative drinking water quality values: *e.g.* reference WHO (World Health Organization)

Representation

Table of deviation of water potability according to standards. Georeferenced point X of measuring water quality per date.

Table A.4: Representation of deviation of water quality analysis according to potability standards.

Parameters	pH	Ba ²⁺	Na ⁺	...
Results of analysis	a	b	c	...
Test	$a \in [\text{pH}_{\min}, \text{pH}_{\max}]$	$b < [\text{Ba}]_{\max}$	$c < [\text{Na}]_{\max}$...
Potability	oui	oui	oui	...

Evolution/mutation

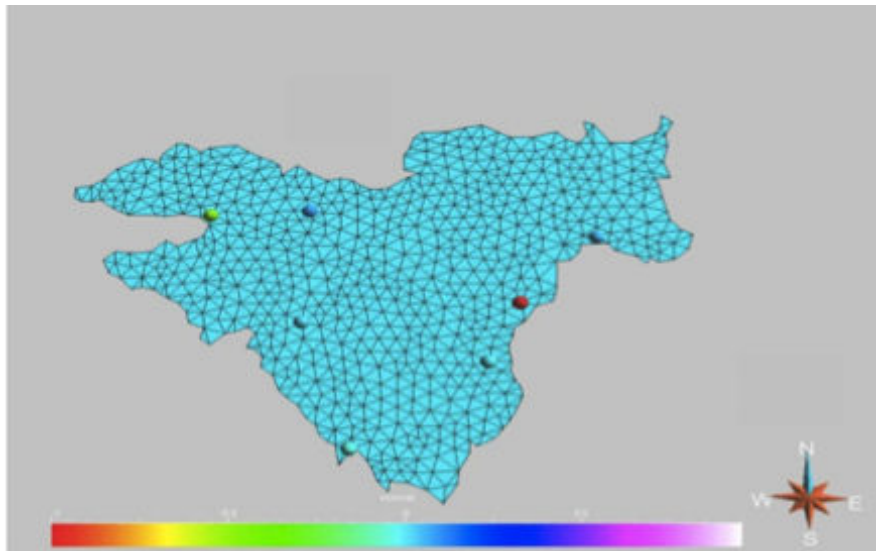


Figure A.6: Datapoints with quality meter (ADES basis) and representation of the average value of ρ over 5 years, which shows that the physico-chemical quality of the aquifer for the chemical elements studied is good.

The evolution of water quality over the medium term can only be considered in a tendential way with regard to geochemical processes that would be induced by climate change or irrigation practices:

- **Increased rainfall, or even rainfall and decreased irrigation** = increased acidification of soils and waters;
- **Drought and abundant irrigation** = accentuation of the carbonation of the soils and maintenance of the equilibrium of the carbonates of the waters.

Appendix A.2. *Risk of water salinization*

Description: measure of the risk of water salinity

Studied variables

- I = ionic strength in mole/L of water (unit M) or salinity of water;
- CE = electrical conductivity of the solution (dS/m);
- Tolerance to crop salting.

Time step of calculation

Based on available data.

Spatial step of calculation

- Punctual at the sampling point;
- Interpolation on the whole of the aquifer by geo-modelization.

Data and tools needed to perform the calculations

- Geo-referenced measurements of the electrical conductivity (EC) of the waters;
- Concentrations in major elements of solution taken at geo-referenced points;
- Databases on water quality (e.g. ADES database for groundwater in France);

- PHREEQC referenced database;
- Software Ocad (geomodelling) for the interpolation of the point results to the whole of the aquifer;
- Possibility of continuous measurement using *in situ* multi-parameter probes equipped with pH and conductivity sensors;
- PHREEQC software.

References

- Agronomic references on crop tolerance to water salinity (osmotic effect, sodium toxicity); Ionic strength is a classic parameter in water geochemistry: the higher it is, the more the yields of the crops decrease with a modulation linked to the tolerance of the type of crop plants;
- BDD of PHREEQC for ionic strengths 0.01 M (in the case of the Crau, the approximation by PHREEQC from the concentrations in major elements is sufficient);
- Table of risk classes according to the type of crop.

Representation

Territory maps generated by Ocad or GIS of:

Table A.5: Salinity tolerance of some cultures

Sensible 0 dS/m to 4 dS/m*	moyen Tolérance 4 dS/m to 6 dS/m	Tolérance 6 dS/m to 8 dS/m	Verytolérance 8 dS/m to 12 dS/m
Bean	Maize	Fig	Barley
Clover	Sorghum	Oat	Cotton
Onion	Lettuce	Grenade	Olive
Potato	Soy	Sunflower	Rye
Rice	Tomato	wheat	<i>Agropyrum</i>

*the salinity is measured by electric conductivity.

- indicator I or CE as a continuous variable;
- classes of associated risk, assessed according to the tolerance of crops to salting.

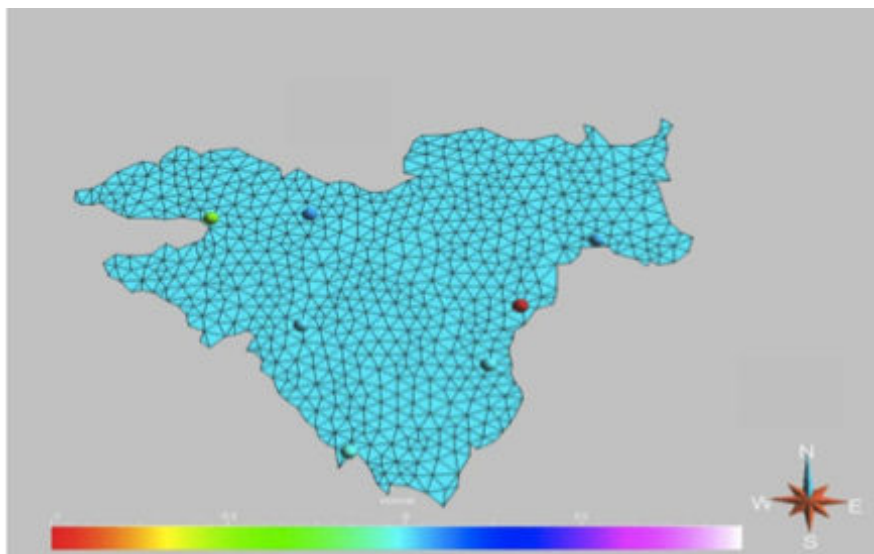


Figure A.7: Map of localisation of quality metres according to Ades database (Analysis of groundwater).

Évolution/mutation

The evolution of water quality over the medium term can only be considered in a tendential way with regard to geochemical processes that would be induced by climate change or irrigation practices. In the Crau, the risk of salinization by irrigation water is insignificant. If there is a risk, it is for hydraulic reasons with the displacement of the marine salted level inside the lands.

Appendix A.3. Risk of soil salinization

Description: Assessment of the risk of precipitation of soluble salts, gypsum and salts more soluble than gypsum

Studied variables

- IS = saturation index of solutions relative to gypsum and salts more soluble than gypsum;
- Soil properties (particle size partition, mineralogy, CEC...)

Time step of calculation

According to the data available on the territory (soil and water).

Spatial step of calculation

- Punctual at the sampling point;
- Extrapolation on homogeneous soil units by geomodeling.

Data and tools needed to perform the calculations

- Geo-referenced location of sampling points and analysis of soils and waters;

- Results of analysis of surface water (irrigation and rain water) and/or groundwater;
- Databases on water quality (e.g. ADES base for groundwater in France);
- Software Gocad (geomodelling) for the interpolation of the point results to the whole of the aquifer;
- Possibility of continuous measurement by using *insitu* multi-parameter probes equipped with sensors of pH, conductivity and redox potential.
- PHREEQC software and database.

References

Cf. "Soil salinization".

Representation

Map of the territory generated by geomodeling or GIS:

- of the indicator IS as a continuous variable;
- classes of associated risk defined as a function of the impact of salt on soil properties (ability to form or not gypsum crusts, saline crusts).

In the Crau, risk is evaluated as null currently.

Évolution/mutation

The evolution of water quality over the medium term can only be considered in a tendential way with regard to geochemical processes that would be induced by climate change or irrigation practices.

In the Crau, the risk of salinization by irrigation water is nonsignificant..

Appendix A.4. *Risk of soil acidification (1)*

Description: calculation of the water saturation index with respect to calcite

Studied variables

$IS_{calcite}$: saturation index with respect to calcite.

Time step of calculation

3 to 4 times a year (*e.g.* ADES database)

Spatial step of calculation

- Punctual at the sampling point;
- Interpolation on the whole of the aquifer by geomodelization.

Data and tools needed for calculation

- Geo-referenced location of sampling points and water analysis;
- Analysis of surface water (irrigation and rain water) and/or ground-water: pH and concentrations of calcium, carbonate and bicarbonate (alkalinity);
- Databases on water quality (*e.g.* ADES database for groundwater in France);
- Possibility of continuous measurement by using *insitu* multi-parameter probes equipped with sensors of pH, conductivity and redox potential.

- PHREEQC software and its database of mineral solubility products.
- Software gOcad (geomodeling) for the interpolation of the punctual results to the whole of the aquifer.

References

Databases of mineral solubility products of the PHREEQC software.

Representation

Map of the territory generated by geomodelization of $IS_{calcite}$ index either:

- in continuous values (map below);
- by class considering the following table:

Table A.6: Classes of soils acidification risks according to values of saturation index IS of water with respect to calcite and colors correspondent to the degree of IS .

Acidification risk	$IS_{calcite}$	Color on the map
nul	≥ 0	Red & green
light	$-0.3 < IS < 0$	blue
Medium to strong	$IS < -0,3$	fushia & white

Acidification of soils is the natural trend in temperate climate. It is here more weak, as null according to years, due to carbonate provides by irrigation water withdrawn from Durance River, in which the watershed contains a lot of limestones.

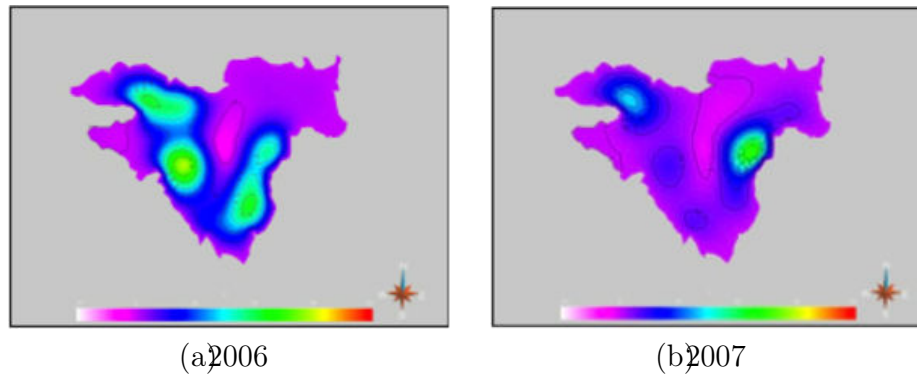


Figure A.8: Map of $IS_{calcite}$ corresponding to one year of referential irrigation (case of 2006), and one year of drought with restriction of irrigation use by -50% (in 2007).

Évolution/mutation

For each scenario, the probable evolution of the risk of soil acidification can be obtained from the geochemistry of the water modeled by PHREEQC according to climatic variations and technical itineraries in agriculture, including irrigation (number of water turns, volume of irrigation water per turn).

Appendix A.5. Risk of soil acidification (2)

Description: measurement of the “active limestone content” of soils

Studied variables

- “pH water” = pH measured in water in contact with a soil sample;
- content of “active limestone” of soils measured by the Drouineau method.

Timestep of calculation

Depending on the data available in soil analysis databases or soil maps.

Spatial step of calculation

- Punctual at the sampling point;
- Interpolation throughout the territory by geomodeling.

Data and tools needed for calculation

- Analytical results of the active limestone content of soils at geo-referenced sampling points;
- Soil map;
- Land use map (LU map)
- Software gOcad (geomodeling) for the interpolation of the punctual results to the whole territory.

References

Database of BD-Sol-CRAU produced by numeration of soils map.

Representation

Map of the territory of active limestone content in:

- continuous variable;
- Boolean variable (map below), i.e. presence (red) or absence (white) of active limestone in the soils and superimposed here with the LU map.

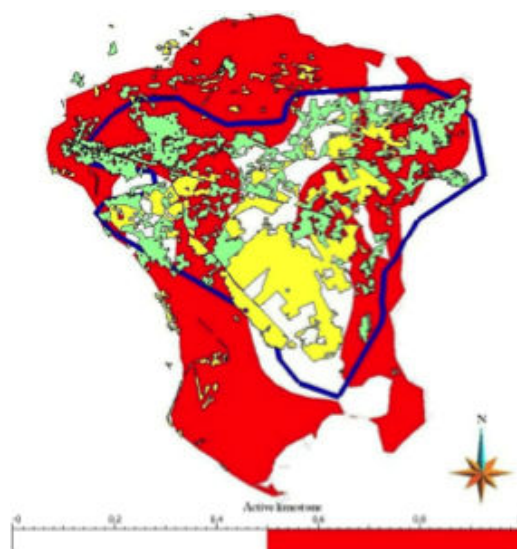
Table of conditional probability between LU and active limestone content of soils. (tableau A.7).

Table A.7: Conditional probability of correspondence between irrigated areas and presence of active limestone

OS	Probability of presence of active limestones
Prairies irriguées	0.69
Coussoul	0.31

Évolution/mutation

To model the evolution over time, it is necessary to use the indicator “risk of soil acidification (1)”: fiche 4. Rainy years favor the decarbonation of soils, droughty years recarbonatethesoils. Goodyear, bad year, the evolution is weak.



FigureA.9: Soil occupation and the presence of active limestones, irrigated meadows (green), dry meadows and coussouls (yellow), boundary of the aquifer (blue line), presence (rouge) / absence (blanc) of "active limestones" in the soils.

Appendix A.6. Risk of soilsodisation

Description: SAR measurement as an indicator of the risk of degradation of soil structure

Studied variables

- SAR = sodium adsorption ratio:

$$SAR = \frac{Na^+}{((Ca^{2+} + Mg^{2+})/2)^{1/2}}$$

- mineralogy of the clay fraction of the soils.

Time step of calculation

Based on data available in:

- soil analysis databases;
- Databases for water analysis;
- Maps of soils.

Spatial step of calculation

- Punctual at the sampling point;
- Interpolation throughout the territory by geomodélization.

Data and tools needed for calculation

- Concentrations of sodium, calcium and magnesium in solution (water) or at failing in aqueous extractions from soils at geo-referenced sampling points;
- Data on the mineralogy of soil clay to assess the risk of swelling;
- Databases on water quality (e.g. ADES database for groundwater in France);
- PHREEQC software and its database of mineral solubility products.
- Software gOcad (geomodelleur) for the interpolation of the punctual results to the whole territory.

References

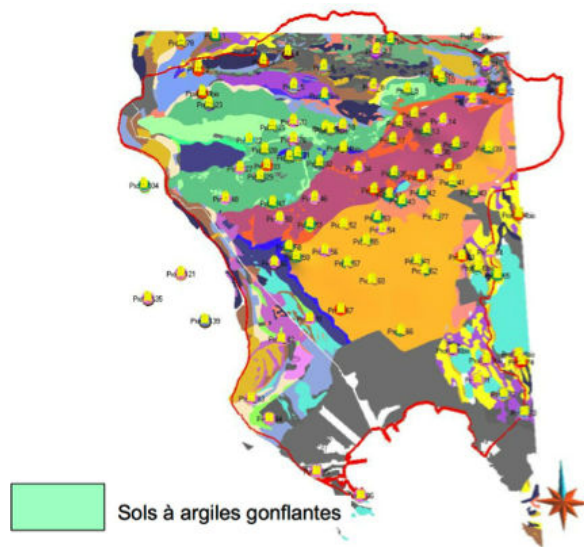
Work of l'USSalinity Laboratory, Riverside.

High value of *SAR*, combined with the presence of swelling clays increases the risk of soil swelling, degradation of soil structure and decreased soil permeability.

Representation

Map of the territory generated by geomodelization:

- *SAR* indicator of soil sodication in continuous variable;
- by class of risk of degradation of the soil structure appreciated by the mineralogical analysis of the presence or not of swelling clays.



FigureA.10: MapofsoilsofCrauwiththelocationofthesoilscontainingswellingclays potentiallypresentingariskofsodisation: thisriskiszerobecause theSAR isverylow.

Évolution/mutation

Foreachscenario,theprobableevolutionoftheriskofsoilsodisationcan beobtainedfromthegeochemistryofthewatermodeledbyPHREEQC accordingtoclimaticvariationsandtechnicalitinerariesinagriculture,in particularirrigation(numberofwaterturns,volumeofwaterforeachturn).

Appendix A.7. Drainage

Description: Quantification and localisation of drainage in agricultural zones

Studied variables

Volume of water drained per unit area ($\text{mm} \cdot \text{m}^3/\text{ha}$).

Timestep of calculation

- Monthly or daily on experimental areas: winter (wheat) crops, or irrigated grasslands (Crau'shay);
- According to hydrological year (October to September) for winter and summer crops;
- According to the cut for Crau'shay;
- Per year for natural areas: dry meadows or coussouls, forest.

Spatial step of calculation

- Parcel;
- Territory.

Data and tools needed for calculation

- Map of land use with homogeneous polygons of agricultural or natural land use;

- Characterization of soils and especially of the topsoil;
- Thickness of different soil horizons;
- Climatic data;
- Technical arrangements for crop management and irrigation;
- STICS and MULTISIMLIB software.
- Software of spatialisations such as SIG.

References

- Database of STICS software;
- Expert model for drainage assessment based on soil properties.

Representation

- **Map** of the localisation of drained volume;
- **Table** of evaluation of agricultural drainage and of natural zones drainage.

Évolution/mutation

To quantify the evolution of drainage, climate scenario A1 of The IPCC was tested. Beside “constraints” are introduced in METRONAMICA to evaluate agricultural areas impacted by urbanization and which no longer contribute to drainage.

For each scenario, the simulated dynamics are presented in the form of:

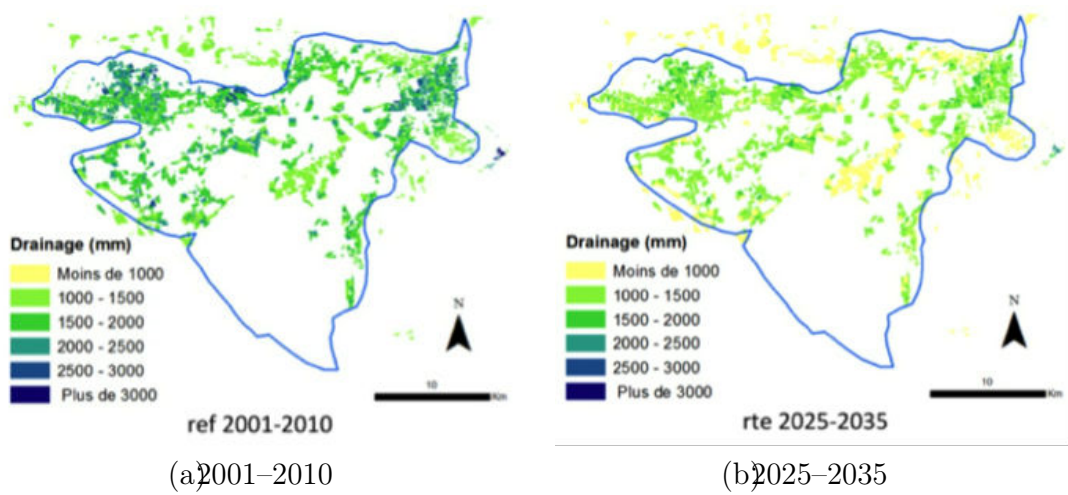
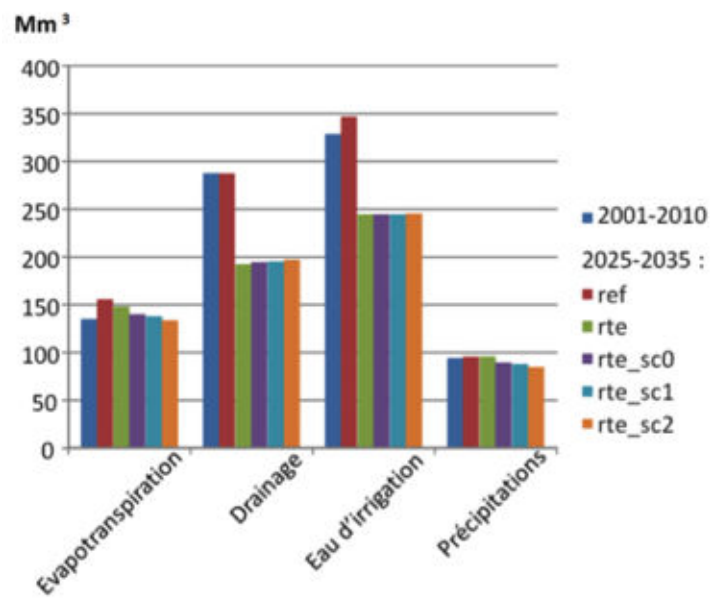


Figure A.11: Map of distribution of mean drainage for 2001-2010 of irrigated grassland and for 2025-2035, according to scenario Ref-A1b



Figure A.12: Calculation of drainage by parcel (water tower = 10 day, dose = 200 mm).

- Maps of localization and quantification of drainage;
- Graphics comparison of values according to the scenarios.



FigureA.13: Distribution of water volumes in the area depending on the scenarios. It is the urbanization by loss of agricultural land which affects the system the most.

1884 Conclusions générales et 1885 perspectives

1886

1887 Les éco- et agrosystèmes sont des entités socio-bio-physico-chimiques dont la
1888 stationarité des équilibres, qui déterminent leur existence, peut être remis en cause
1889 par les changements globaux que sont l'étalement urbain et le réchauffement clima-
1890 tique. L'étude la durabilité d'un système et éventuellement sa résilience face à ces
1891 changements globaux est complexe car elle nécessite d'identifier les paramètres et
1892 les processus potentiellement responsables de modifications du système. Pour cela
1893 il faut disposer de suffisamment de données et de moyens de modélisation sur les
1894 différents compartiments qui composent l'éco- ou l'agrosystème considéré pour pou-
1895 voir caractériser soit la stationnarité, soit les dérives ou les points de bascule qui le
1896 conduiraient vers un nouvel état stationnaire au cours du temps.

1897 Notre étude est focalisée sur l'agrosystème du foin de Crau qui repose sur l'irri-
1898 gation gravitaire multi-séculaire, *i.e.* depuis le 16^e siècle, de terres steppiques ca-
1899 ractéristiques des coussouls, représentatives de l'écosystème naturel local, considéré
1900 comme une rareté écologique en Europe. L'irrigation dans la Crau fournit de l'eau
1901 à l'agriculture et assure 70% de la recharge de la nappe. Celle-ci approvisionne en
1902 eau potable 300 000 personnes et les industries. Ce qui est moins connu est que
1903 l'irrigation apporte des éléments minéraux aux foins des prairies irriguées, qui sont
1904 à l'origine de sa labellisation AOP. Cet agrosystème est menacé à la fois par l'ur-
1905 banisation des terres agricoles et par la diminution de la disponibilité de l'eau pour
1906 l'irrigation. Ainsi par des études de terrain, la constitution et l'analyse d'une base
1907 de données à partir d'archives analytiques du foin sur la période 1960-2013 et de la
1908 modélisation couplée géochimie (PHREEQC) et modèle de culture (STICS), un mo-
1909 dèle dynamique spatio-temporel de l'évolution du système « eau d'irrigation - prairie
1910 - sol - nappe » est proposé, testé et validé. Le fil conducteur de notre démarche a
1911 consisté à analyser l'évolution de la composition de l'eau lors de son parcours depuis

1912 les canaux d'irrigation jusqu'à la nappe en prenant en compte les interactions sol -
1913 solution (pédologie) et nutrition minérale des plantes (biologie) du foin des prairies.
1914 Ainsi par les études de terrain des données ont été acquises sur :

- 1915 • la qualité des eaux de surface et de la nappe ;
- 1916 • la minéralogie des sols ;
- 1917 • la nature et la quantité d'engrais apporté sur les sols de prairies ;
- 1918 • les quantités d'éléments chimiques prélevées et exportées par les différentes
1919 coupes de foin ;
- 1920 • l'effet du pâturage hivernal par les ovins.

1921 L'analyse historique de la qualité du foin de Crau, croisée avec l'analyse des
1922 chroniques climatiques (température, précipitations) sur la période (1960-2013) de
1923 ce territoire, a mis en évidence la durabilité et la robustesse de l'agro-système au
1924 cours du temps. En effet, malgré une augmentation significative de la température
1925 moyenne de l'air de l'ordre 2 °C, les précipitations restant inchangées, on constate
1926 un état stationnaire :

- 1927 • de la composition chimique du foin pour chacune des trois coupes,
- 1928 • des teneurs en éléments minéraux qui suivent la séquence « C3 > C2 > C1 »
1929 et
- 1930 • de la teneur en matière sèche du foin au cours du temps.

1931 Par ailleurs, des analyses détaillées du foin par espèce démontrent que ce sont les
1932 graminées qui déterminent la séquence des teneurs en éléments minéraux globaux
1933 du foin décrite ci-dessus.

1934

1935 Les suivis de la qualité des eaux d'irrigation des canaux en Crau mettent en
1936 évidence que la variation spatiale de leurs compositions chimiques n'est pas signifi-
1937 cative, mais que les variations au cours du temps le sont. Nous avons pu montré en
1938 élargissant notre échantillonnage des eaux à l'ensemble du bassin versant de la Du-
1939 rance, *i.e.* cours principal et affluents en amont et aval du barrage jusqu'à la Crau,
1940 que cette stabilité spatiale de la qualité des eaux d'irrigation en Crau s'explique par
1941 la stabilité géochimique des eaux de la Durance en aval du barrage de Serre-Ponçon ;

1942 ce dernier agissant comme un mélangeur - stabilisateur. On montre aussi que les te-
1943 neurs en éléments minéraux des eaux d'irrigation couvrent quasi complètement les
1944 besoins du foin lors de sa croissance et pour les trois coupes ; seuls de légers dé-
1945 ficits systématiques en P et K sont observés. Ces derniers sont compensés par les
1946 apports d'engrais pour les coupes 1 et 2. Le pâturage des prairies par les moutons
1947 en automne et en hiver de l'année précédente concourt à combler le déficit en P et
1948 K pour la coupe 3, le temps que la dégradation des déjections animales rende ces
1949 éléments biodisponibles pour les plantes, *i.e* 6 à 9 mois après leur passage.

1950 Le suivi des eaux souterraines et l'analyse de la base de données ADES, disponible
1951 sur une vingtaine d'années, montrent que les eaux sont en équilibre avec la calcite
1952 et ne montrent pas d'excès en phosphate et nitrate.

1953

1954 Par l'interfaçage des modèles STICS et PHREEQC nous avons reconstitué l'en-
1955 chaînement des processus qui modifie la composition chimique des eaux lors de son
1956 transfert dans le sol et en interaction avec la croissance du foin depuis l'état ini-
1957 tial, dans le canal d'irrigation, jusqu'à l'état final, dans la nappe. Avec ce modèle
1958 « couplé », il est ainsi possible de calculer les flux d'éléments dans l'agrosystème et
1959 d'y établir les bilans biogéochimiques. STICS est un modèle de culture qui prend en
1960 compte les données climatiques, les données sur les sols, les paramètres de croissance
1961 des plantes et des pratiques des agriculteurs et les apports d'eau et de fertilisants.
1962 PHREEQC est un modèle qui prend en compte les processus géochimiques qui dé-
1963 terminent la qualité des eaux. A partir de la croissance de la biomasse modélisée
1964 par STICS et des données analytiques sur les foins en éléments minéraux, les flux
1965 d'éléments prélevés par les plantes ont été estimés en considérant la plante comme
1966 un minéral négatif et introduit comme contraintes dans le modèle PHREEQC.

1967 Ainsi pour reconstituer les modifications de la composition chimique des eaux entre
1968 l'eau d'irrigation et l'eau de la nappe, les processus à considérer sont :

1969 • l'évaporation ;

1970 • l'équilibration avec la $p\text{CO}_2$ dans le sol ;

1971 • les apports de fertilisants K et P ;

1972 • les prélèvements en éléments minéraux par les plantes ;

1973 • l'effet de la pompe à protons racinaires et

1974 • l'équilibration avec les minéraux des formations superficielles de l'aquifère.

1975 Le modèle ainsi construit a été testé et validé sur un jeu de données de quatre
1976 ans et pour chacune des trois coupes de foin sur l'ensemble de la Crau. L'analyse
1977 des bilans biogéochimiques montre qu'en plus de la production de fourrage de haute
1978 qualité (AOP), cette gestion des prairies contribue à la production d'eaux souter-
1979 raines de très bonne qualité et à la protection de la fraction minérale du sol contre
1980 la tendance naturelle à l'acidification par l'apport de carbonate par les eaux d'ir-
1981 rigation. Nos résultats montrent ainsi que la qualité des eaux d'irrigation influence
1982 directement la qualité de l'eau de nappe et suggèrent que les eaux d'irrigation jouent
1983 un rôle clé pour la durabilité des prairies. En effet, elles apportent l'ensemble des
1984 éléments minéraux satisfaisant les besoins du foin de Crau sauf partiellement pour
1985 P et K permettant ainsi d'économiser significativement les apports d'engrais.

1986 Pour satisfaire les besoins en K et P, l'apport d'engrais phospho-potassiques est
1987 préconisé depuis les années 1950 mais conduit à un léger excès de P. Cependant,
1988 la présence de calcium en solution dans les eaux limite les pertes de phosphore, et
1989 minimise donc le risque d'eutrophisation à l'aval lorsque la nappe déborde dans
1990 les marais car le phosphore se piège dans l'apatite. Par ailleurs en prenant en compte
1991 l'effet du pâturage hivernal sur les bilans géochimiques, on constate, au premier
1992 ordre, que les apports des éléments minéraux par les fumiers peuvent compenser les
1993 déficits en K et P, éloignant du même coup la menace liée à l'épuisement estimé des
1994 gisements miniers de P et K pour la seconde moitié de ce siècle.

1995 L'utilisation du modèle interfacé STICS - PHREEQC permet aussi l'analyse
1996 de l'effet de conditions anormales sur l'agro-système comme des sécheresses ré-
1997 currentes avec restriction des irrigations, *e.g.* période 2003 - 2005, ou de faire des
1998 projections dans le temps fondées sur des scénarios climatiques régionalisés et/ou
1999 des modifications sur les pratiques d'irrigation. Nos résultats montrent que l'effet
2000 de sécheresses récurrentes avec restriction de l'irrigation, *i.e.* période 2003-2005 com-
2001 parée à la période 1999-2001 considérée comme normal, entraîne une sursaturation
2002 des eaux souterraines par rapport à la calcite, et particulièrement sous les vergers
2003 où l'irrigation se fait par goutte à goutte et pompage dans la nappe. Sur le moyen
2004 terme, avec des scénarios à l'horizon de 2030, l'agrosystème prairial irriguée de Crau
2005 continue d'apparaître comme très résilient face aux changements climatiques actuels
2006 et à condition de maintenir les pratiques d'irrigation actuelles. Cependant les résul-
2007 tats des scénarios à 2030 montrent aussi que cet agrosystème est fortement menacé
2008 par l'étalement urbain réalisé sur les surfaces agricoles qui conduit à la réduction
2009 des surfaces irriguées et par les modifications de l'allocation des eaux de surface à
2010 d'autres usages qu'agricoles pouvant aller jusqu'à la compromission du renouvelle-

2011 ment des eaux souterraines.

2012 Les prairies irriguées dans la région de Crau apparaissent donc comme un modèle
2013 d'agroécologie intensive à faibles apports de fertilisants, avec des productions label-
2014 lisées AOP et IGP de grande valeur (foin et productions animales). Ce système est
2015 en état stationnaire avec son milieu et apparaît résilient vis-à-vis des changements
2016 climatiques protégeant la qualité des sols et la qualité des eaux sur le moyen terme.
2017 La durabilité de ce système est liée à la sauvegarde des pratiques agricoles dans les
2018 prairies irriguées, et est conditionnée par le fait de maintenir cette activité sur un
2019 espace suffisamment vaste pour permettre le renouvellement des eaux souterraines
2020 et à la maîtrise de l'étalement urbain.

2021 En terme de perspective, le modèle interfacé STICS - PHREEQC est générique et
2022 peut donc être utilisé dans d'autres contextes et pour d'autres systèmes de culture.
2023 Ceci implique que pour étudier la durabilité bio-physico-chimique des agrosystèmes,
2024 et comme nous venons de le démontrer, l'entrée par l'étude des variations de la com-
2025 position chimique des eaux permet de déterminer les flux et bilans géochimiques,
2026 en particulier des éléments minéraux dans le système. Ceci permettra d'affiner les
2027 pratiques agricoles, en ayant un meilleur contrôle de la fertilité des sols et en écono-
2028 misant les engrais. Cependant ceci implique que des données devront être acquises
2029 de manière systémique et exhaustives sur l'ensemble des compartiments susceptibles
2030 de réagir entre eux dans l'agrosystème. En Crau en particulier, l'effet du pâturage
2031 hivernal n'a pu être estimé qu'au premier ordre, à partir essentiellement de don-
2032 nées de la littérature prises dans d'autre contextes et de dires d'experts locaux.
2033 L'acquisition de connaissances sur les suivis zootechniques et le développement d'un
2034 modèle animal du mouton ayant pour objectif d'affiner les cycles biogéochimiques
2035 dans l'agrosystème prairial irriguée me sembleraient très utile à réaliser.

2036

Bibliographie

- 2038 AL DROUBI, A. (1976). « Géochimie des sels et des solutions concentrées par évapo-
2039 ration — Modèle thermodynamique de simulation — Application aux sols salés
2040 du Tchad ». Thèse de doct. Strasbourg : Université Louis Pasteur.
- 2041 AL DROUBI, A., B. FRITZ et Y. TARDY (1976). « Équilibres entre minéraux et
2042 solutions — Programmes de calculs appliqués à la prédiction de la salure des
2043 sols et des doses optimales d'irrigation ». In : *Cahiers ORSTOM, série Pédologie*
2044 14 (1), p. 13–38.
- 2045 AL-DROUBI, A., B. FRITZ, J.-Y. GAC et Y. TARDY (1980). « Generalized residual
2046 alkalinity concept ; application to prediction of the chemical evolution of natural
2047 waters by evaporation ». In : *American Journal of Science* 280 (6), p. 560–572.
- 2048 ALKASSEM, M. (2016). « Caractérisation des irrigations gravitaires au moyen d'un
2049 modèle d'écoulement et de mesures *in-situ* : Application à l'optimisation de l'ir-
2050 rigation du foin de Crau par calan ». Thèse de doct. Université d'Avignon et des
2051 Pays de Vaucluse.
- 2052 ALLAIN, S. (1998). *IRRI-MIEUX : gestion collective d'une ressource commune. Des*
2053 *« droits à l'eau » à la gestion collective de l'eau - Étude de cas, la nappe de Crau.*
2054 Paris : ANDA. 28 p.
- 2055 ANDRIEUX, P. (1981). *Étude des sols du Domaine du Merle-Méthodes et premiers ré-*
2056 *sultats.* Mémoire d'ingénieur. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Mont-
2057 pellier, Montpellier., p. 46.
- 2058 ANGEL, S., J. PARENT, D. L. CIVCO, A. BLEI et D. POTERE (2011). « The di-
2059 mensions of global urban expansion : Estimates and projections for all countries,
2060 2000–2050 ». In : *Progress in Planning* 75 (2), p. 53–107.
- 2061 ASTUCE & TIC (2011). *Anticipation Sécurisée des Territoires Urbanisés, des Cam-*
2062 *pagnes et de leur Environnement fondée sur les nouvelles Technologies de l'In-*
2063 *formation et des Communications.* Rapport final. Aix-en-Provence, Avignon, Ve-
2064 nelles : Inra. 1480 p.

- 2065 BALLIHAUT, C. (2009). *Caractérisation de la pratique de l'irrigation en plaine de*
2066 *Crau : de la parcelle à l'échelle de la plaine*. Rapport de stage. INRA, PACA.
- 2067 BESSONNET, N. (2002). *Impact de l'irrigation gravitaire sur la recharge de la nappe*
2068 *de crau*. Rapport de stage. IRD-US DIVHA Hydro de Montpellier.
- 2069 BIASIOLI, M., R. BARBERIS et F. AJMONE-MARSAN (2006). « The influence of a
2070 large city on some soil properties and metals content ». In : *Science of the Total*
2071 *Environment* 356 (1), p. 154–164.
- 2072 BOURRIÉ, G. (1976). « Relation entre le pH, l'alcalinité, le pouvoir tampon et les
2073 équilibres de CO₂ dans les eaux naturelles ». In : *Science du Sol* 3, p. 141–159.
- 2074 — (1978). *Acquisition de la composition chimique des eaux en climat tempéré —*
2075 *Application aux granites des Vosges et de la Margeride*. Sciences Géologiques,
2076 Mémoire 52. Strasbourg : Université Louis Pasteur, Institut de Géologie. 174 p.
- 2077 — (2014). « Swelling clays and salt-affected soils : demixing of Na / Ca clays as
2078 the rationale for discouraging the use of sodium adsorption ratio (SAR) ». In :
2079 *Eurasian Soil Science* 3, p. 245–253.
- 2080 BOURRIÉ, G. et F. LELONG (1990). « Formalization of proton balances in elementary
2081 basins based upon the alkalinity concept and graph properties ». In : *Hydrology*
2082 *in Mountainous Regions. I - Hydrological Measurements ; the Water Cycle*. Sous
2083 la dir. de H. LANG et A. MUSY. IAHS Publication 193. Wallingford, U.K. :
2084 International Association of Hydrological Sciences, p. 703–712.
- 2085 — (1994). « Les solutions du sol : du profil au bassin versant ». In : *Pédologie 2.*
2086 *Constituants et propriétés du sol*. Sous la dir. de M. BONNEAU et B. SOUCHIER.
2087 2nd. T. 2. Paris : Masson. Chap. 8, p. 239–273.
- 2088 BOURRIÉ, G. et G. PEDRO (1979). « La notion de pF, sa signification physicochi-
2089 mique et ses implications pédogénétiques. I. — Signification physicochimique —
2090 Relation entre le pF et l'activité de l'eau. » In : *Science du Sol* 4, p. 313–322.
- 2091 BOURRIÉ, G., F. TROLARD et P. FREYTET (2008). « Altération chimique ». In : *LES*
2092 *FORMATIONS SUPERFICIELLES, Genèse — Typologie — Classification —*
2093 *Paysages et environnement — Ressources et risques*. Sous la dir. d'Y. DEWOLF
2094 et G. BOURRIÉ. Paris : Ellipses. Chap. 2.4, p. 52–73.
- 2095 BOUTEYRE, G. et G. DUCLOS (1994). *Carte pédologique de France au 1/100 000,*
2096 *Arles N-22*. Notice explicative de la carte. Service d'étude des Sols et de la Carte
2097 pédologique de France, Orléans.
- 2098 BREEMEN, N. Van, J. MULDER et C.T. DRISCOLL (1983). « Acidification and alka-
2099 lization of soil ». In : *Plant and Soil* 75, p. 283–308.

- 2100 BREEMEN, N. Van et W.G. WIELEMAKER (1974). « Buffer intensities and equi-
2101 brium pH of minerals and soils ». In : *Soil Science Society of America Proceedings*
2102 38, p. 55–66.
- 2103 BRISSON, N. et F. LEVRAULT (2010). *Livre vert du projet CLIMATOR 2007–2010*.
2104 Paris : ADEME.
- 2105 BRISSON, N. et al. (1998). « STICS : a generic model for the simulation of crops
2106 and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied
2107 to wheat and corn ». In : *Agronomie* 18 (5-6), p. 311–346.
- 2108 BRUINSMA, J. (2009). *The resource outlook to 2050, FAO Expert Meeting on How*
2109 *to Feed the World in 2050*.
- 2110 BUIS, S. et al. (2011). « The STICS Crop Model and Associated Software for Ana-
2111 lysis, Parameterization, and Evaluation ». In : *Methods of Introducing System*
2112 *Models into Agricultural Research*. Sous la dir. de Laj R. AHUJA et Liwang MA.
2113 Advances in Agricultural Systems Modeling 2, Transdisciplinary Research, Syn-
2114 thesis, and Applications. American Society of Agronomy, Crop Science Society
2115 of America, Soil Science Society of America. Chap. 14, p. 395–426. ISBN : 978-
2116 0-89118-180-4.
- 2117 CHEVERRY, C. et G. BOURRIÉ (1998). « La salinisation des sols ». In : *Sol interface*
2118 *fragile*. Sous la dir. de P. STENGEL et S. GELIN. Paris : INRA Éditions, p. 109–
2119 127.
- 2120 COLOMB, É. et R-M. ROUX (1978). « La Crau — Données nouvelles et interpréta-
2121 tion ». In : *Géologie méditerranéenne* V (3), p. 303–324.
- 2122 COMITÉ DU FOIN DE CRAU (2014). *Le Foin de Crau*. Rapp. tech. Saint-Martin de
2123 Crau : Comité du foin de Crau (AOP).
- 2124 COX, J.D., D.D. WAGMAN et V.A. MEDVEDEV (1989). *CODATA Key values for*
2125 *Thermodynamics*. New York : Hemisphere Publ. Corp. 271 p.
- 2126 DEMAREZ, V., S. DUTHOIT, F. BARET, M. WEISS et G. DEDIEU (2008). « Estima-
2127 tion of leaf area and clumping indexes of crops with hemispherical photographs ».
2128 In : *Agricultural and Forest Meteorology* 148, p. 644–655.
- 2129 DIEPEN, C. A., J. WOLF, H. KEULEN et C. RAPPOLDT (1989). « WOFOST : a
2130 simulation model of crop production ». In : *Soil use and management* 5 (1),
2131 p. 16–24.
- 2132 DNR-EEB (2011). *Soil : worth standing your ground for. Arguments for the Soil*
2133 *Framework Directive*. Bruxelles : Deutsche Naturschutzring (German League for
2134 Nature and Environment) et European Environmental Bureau. 16 p.

- 2135 DUTOIT, T., E. BUISSON, S. FADDA, F. HENRY, C. COIFFAIT-GOMBAULT et R.
2136 JAUNATRE (2011). « Dix années de recherche dans une pseudo-steppe méditer-
2137 ranéenne : impacts des changements d'usage et restauration écologique ». In :
2138 *Science et changements planétaires/Sécheresse* 22 (2), p. 75–85.
- 2139 ECKERSTEN, H. et P. E. JANSSON (1991). « Modelling water flow, nitrogen uptake
2140 and production for wheat ». In : *Fertilizer research* 27 (2-3), p. 313–329.
- 2141 FAO (2015). *Greener cities*. Rapp. tech. Food and Agricultural Organisation. URL :
2142 <http://www.fao.org/ag/agp/greenercities/en/whyuph/index.html/>.
- 2143 FNSAFER (2011). *Le marché immobilier rural en 2010*. Rapp. tech. Paris : Fédé-
2144 ration Nationale des Sociétés d'Aménagement Foncier et d'Établissement Rural,
2145 Safer-Terres d'Europe-Scafr. 12 p.
- 2146 FOUCHIER, V. (2011). « Des villes et des hommes aux carrefours de l'avenir ». In :
2147 *l'Atlas du développement durable et responsable*. Sous la dir. de G. PENNEQUIN
2148 et A.T MOCILNIKAR. Paris : Eyrolles, p. 279–283.
- 2149 FRITZ, B. (1975). *Étude thermodynamique et simulation des réactions entre mi-
2150 néraux et solutions — Application à la géochimie des altérations et des eaux
2151 continentales*. Sciences Géologiques, Mémoire 41. Strasbourg : Université Louis
2152 Pasteur, Institut de Géologie.
- 2153 — (1981). *Étude thermodynamique et modélisation des réactions hydrothermales et
2154 diagénétiques*. Sciences Géologiques, Mémoire 65. Strasbourg : Université Louis
2155 Pasteur, Institut de Géologie.
- 2156 GRAN, G. (1952). « Determination of the equivalence point in potentiometric titra-
2157 tions. Part II ». In : *Analyst* 77.920, p. 661–671.
- 2158 GRIFFIN, R.A. et J.J. JURINAK (1973). « Estimation of activity coefficients from
2159 the electrical conductivity of natural aquatic systems and soil extracts ». In :
2160 *Soil Science* 116, p. 26–30.
- 2161 HANSEN, S., H. E. JENSEN, N. E. NIELSEN et H. SVENDSEN (1990). *DAISY – soil
2162 plant atmosphere system model*. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen A10. Copenha-
2163 gen : Ministry of the Environment, National Agency of Environmental Protec-
2164 tion. 272 p. ISBN : 87-503-8790-1.
- 2165 HELGESON, H.C., R.M. GARRELS et F. T. MACKENZIE (1969). « Evaluation of
2166 irreversible reactions in geochemical processes involving minerals and aqueous
2167 solutions.- II. Applications ». In : *Geochimica et Cosmochimica Acta* 33, p. 455–
2168 487.

- 2169 HELGESON, H.C., T.H. BROWN, A. NIGRINI et T.A. JONES (1970). « Calculation
2170 of mass transfer in geochemical processes involving aqueous solutions ». In : *Geo-*
2171 *chimica et Cosmochimica Acta* 34, p. 569–592.
- 2172 HENRY, F., B. TALON et T. DUTOIT (2010). « The age and history of the French Me-
2173 diterranean steppe revisited by soil wood charcoal analysis ». In : *The Holocene*
2174 20 (1), p. 25–34.
- 2175 HUGUES, P., I. DENOY et M. FERRET (1952). *Flora evaluation and yield variation*
2176 *under effect of various mineral fertilizers*. Amélioration des plantes. Centre de
2177 recherche agronomiques du midi, Montpellier et domaine expérimental du Merle.
- 2178 IUSS WORKING GROUP WRB (2006). *World reference base for soil resources. A*
2179 *framework for international classification, correlation and communication*. World
2180 soil resources reports 103. FAO, Roma.
- 2181 JEAN, M. (2011). *Les architectes de l'eau en Provence*. Actes Sud Nature. 544 p.
2182 ISBN : 978-2-7427-9710-3.
- 2183 MALLET, J.-L. (2002). *Geomodeling*. Oxford University Press, Inc.
- 2184 MARTIN, E. (2008). « Aspects économiques de gestion de l'eau souterraine ». Thèse
2185 de doct. Aix Marseille 2.
- 2186 MÉROT, A. (2007). « Analyse et modélisation du fonctionnement biophysique et
2187 décisionnel d'un système prairial irrigué ». Thèse de doct. Montpellier SupAgro.
- 2188 MÉROT, A., J. WERY, C. ISBERIE et F. CHARRON (2008). « Response of a pluris-
2189 pecific permanent grassland to border irrigation regulated by tensiometers ». In :
2190 *European Journal of Agronomy* 28 (1), p. 8–18.
- 2191 MÉROT, A. et al. (2011). « Gestion de l'eau en Crau : comment s'adapter aux ten-
2192 sions sur la ressource en eau à l'échelle des exploitations agricoles ? » In : *Sciences*
2193 *Eaux et Territoires : la Revue de l'IRSTEA*. Hors série (2).
- 2194 MOHAMMED, G., F. TROLARD, G. BOURRIÉ, M. GILLON, D. TRONC et F. CHARRON
2195 (2016). « A Long-Term Data Sequence (1960-2013) to Analyse the Sustainability
2196 of Hay Quality in Irrigated Permanent Grasslands Under Climate Change ». In :
2197 *American Journal of Agriculture and Forestry* 4 (6), p. 140–151. DOI : [10.11648/
2198 j.ajaf.20160406.11](https://doi.org/10.11648/j.ajaf.20160406.11).
- 2199 MOUGHLI, L. (2000). « Les engrais minéraux — Caractéristiques et Utilisations ». In : *Transfert de technologie en Agriculture. BULLETIN MENSUEL D'INFOR-*
2200 *MATION ET DE LIAISON DU PNTTA* 72 : *Fertilisation des cultures*, p. 1–4.
2201 ISSN : 1114-0852.
2202

- 2203 NAUDET, V., A. REVIL, J.-Y. BOTTERO et P. BÉGASSAT (2003). « Relationship
2204 between self-potential (SP) signals and redox conditions in contaminated ground-
2205 water ». In : *Geophysical Research Letters* 30 (21).
- 2206 NAWAZ, M. F. et G. BOURRIÉ (2012). « Development of sensor calibration against
2207 standards using measurement software TestPoint™- CEC and application to the
2208 verification of pH electrodes. » In : *Journal of the Chemical Society, Pakistan* 34
2209 (1), p. 9–15.
- 2210 OLIOSO, A. et al. (2013a). *Bilan hydrique des agrosystèmes de Crau face aux chan-
2211 gements globaux*.
- 2212 OLIOSO, A. et al. (2013b). « Modelling of drainage and hay production over the
2213 Crau aquifer for analysing impact of global change on aquifer recharge ». In :
2214 *Procedia Environmental Sciences* 19, p. 691–700.
- 2215 ONU (2012). *World Urbanization Prospects : The 2011 Revision*. Rapp. tech. United
2216 Nations Department of Economic et Social Affairs/Population Division. URL :
2217 <http://esa.un.org/unpd/wup/index.htm/>.
- 2218 PARKHURST, David L. et C.A.J. APPELO (2013). *Description of input and examples
2219 for PHREEQC version 3—a computer program for speciation, batch-reaction,
2220 one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations*. Rapp. tech. 6.
2221 US Geological Survey. 497 p.
- 2222 PARKHURST, D.L. et C.A.J. APPELO (1999). *User's guide to PHREEQC (Version 2)
2223 — A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport,
2224 and inverse geochemical calculations*. Water-Resources Investigation Report 99-
2225 4259. Denver, Colorado : U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey.
- 2226 PIMM, S. L. et P. RAVEN (2000). « Biodiversity : extinction by numbers ». In : *Nature*
2227 403.6772, p. 843–845.
- 2228 PITZER, K.S., éd. (1991). *Activity coefficients in electrolyte solutions*. 2nd. Boca
2229 Raton, Florida : CRC Press.
- 2230 PLAN-BLEU (2015). *World Urbanization Prospects*. Rapp. tech. URL : [http://
2231 planbleu.org/fr/](http://planbleu.org/fr/).
- 2232 ROBERT, L. et J.-N. COUTURE (2000). *Guide des Pratiques de conservation en
2233 grandes cultures*. Module 4-Fertilisation Gestion optimale des engrais de ferme
2234 (Feuillet 4-C).
- 2235 — (2001). « Vers une utilisation rationnelle des fumiers et des lisiers ». In : *Colloque
2236 régional en gestion agroenvironnementale*. (Rivière-du-Loup, Québec).

- 2237 RUGET, F., M. DURU et F. GASTAL (1999). « Adaptation of an annual crop model
2238 (STICS) to a perennial crop : grassland ». In : *International symposium modeling*
2239 *cropping systems*. T. 21, p. 111–112.
- 2240 RUGET, F., S. NOVAK et S. GRANGER (2006). « Du modèle STICS au système ISOP
2241 pour estimer la production fourragère — Adaptation à la prairie, application
2242 spatialisée ». In : *Fourrages* 186, p. 241–256.
- 2243 SETO, K. C., M. FRAGKIAS, B. GÜNERALP et M. K. REILLY (2011). « A meta-
2244 analysis of global urban land expansion ». In : *PloS one* 6 (8), e23777.
- 2245 SILLÉN, L. G. (1967). « Master variables and activity scales ». In : *Equilibrium*
2246 *concepts in natural water systems*. Sous la dir. de Werner STUMM. T. 67. Ad-
2247 vances in Chemistry Series. American Chemical Society, p. 45–56.
- 2248 SLIMANI, R., A. GUENDOUZ, F. TROLARD, A.S. MOULLA, B. HAMDI-HAÏSSA et
2249 G. BOURRIÉ (2016). « Identification of dominant hydrogeochemical processes for
2250 groundwaters in the Algerian Sahara supported by inverse modeling of chemical
2251 and isotopic data ». In : *Hydrology and Earth System Sciences* 20, p. 1–23. DOI :
2252 [10.5194/hess-20-1-2016](https://doi.org/10.5194/hess-20-1-2016).
- 2253 SOLOMON, S. et al. (2007). *Contribution of working group I to the fourth assess-*
2254 *ment report of the intergovernmental panel on climate change, 2007*. Cambridge
2255 University Press, Cambridge.
- 2256 SYMCRAU (2012). *Suivi piézométrique de la nappe de la Crau*. Rapport d'étude.
- 2257 TARDY, Y. (1993). *Pétrologie des latérites et des sols tropicaux*. Paris : Masson.
2258 459 p.
- 2259 TERCÉ, M. (1998). « Réactivité du sol : propriétés chimiques ». In : *Sol, interface*
2260 *fragile*. Sous la dir. de P. STENGEL et S. GÉLIN. Mieux comprendre. Paris :
2261 INRA Éditions. Chap. 2, p. 19–27.
- 2262 TESSIER, M. (2000). *Rapport d'activités du projet Échantillonnage des engrais de*
2263 *ferme*. Rapp. tech.
- 2264 — (2001). *L'analyse des fumiers et lisiers : un outil essentiel*. Programme agroenvi-
2265 ronnemental (PAE). Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec.
- 2266 TROLARD, F. et M. L. DANGEARD (2014). « Les sols, l'eau et la production agricole :
2267 des ressources de base face à l'étalement urbain et aux changements climatiques.
2268 Proposition Lascaux entre ressources naturelles et besoins fondamentaux ». In :
2269 *Penser une démocratie alimentaire*. Sous la dir. de F. COLLART DUTILLEUL et
2270 T. BRÉGER. T. 2. INIDA, p. 113–123. ISBN : 978-2-918382-09-6.
- 2271 TROLARD, F. et al. (2013a). « Disparition des habitats naturels et agricoles : quelques
2272 enseignements tirés du programme Astuce & Tic ». In : *Écologie et conservation*

- 2273 *d'une steppe méditerranéenne : la plaine de Crau*. Sous la dir. de L. TATIN, A.
2274 WOLFF, J. BOUTIN, É. COLLIOT et T. DUTOIT. Éditions Quae, p. 229–245.
- 2275 TROLARD, F., S. REYNDERS, M. L. DANGEARD, G. BOURRIÉ, B. DESCAMPS et
2276 J. C. de Mordant de MASSIAC (2013b). *Territoires, villes et campagnes face à*
2277 *l'étalement urbain et au changement climatique — Une démarche intégrative*
2278 *pour préserver les sols, l'eau et la production agricole*. Paris : Éditions Johanet.
2279 143 p.
- 2280 TROLARD, F. et al. (2016). « PRECOS framework : Measuring the impacts of the
2281 global changes on soils, water, agriculture on territories to better anticipate the
2282 future ». In : *Journal of Environmental Management* 181, p. 590–601.
- 2283 VALLÈS, V. (1987). *Modélisation des transferts d'eau et de sels dans un sol argileux,*
2284 *Application au calcul des doses d'irrigation*. Sciences Géologiques, Mémoire 79.
2285 Strasbourg : Université Louis Pasteur.
- 2286 VARELLA, H., S. BUIS, M. LAUNAY et M. GUÉRIF (2012). « Global sensitivity ana-
2287 lysis for choosing the main soil parameters of a crop model to be determined ». In : *Agricultural Sciences* 3 (7), p. 949.
- 2288 In : *Agricultural Sciences* 3 (7), p. 949.
- 2289 WILLIAMS, J. R., C. A. JONES et P. T. I. DYKE (1984). « A modeling approach to
2290 determining the relationship between erosion and soil productivity ». In : *Tran-*
2291 *sactions of the ASAE* 27 (1), p. 129–0144.
- 2292 WOLFF, A., P. FABRE, N. VINCENT-MARTIN, G. PAULUS et E. BECKER (2010). *La*
2293 *réserve naturelle des Coussouls de la Crau, plan de gestion 2010–2014. Section*
2294 *A : diagnostics et enjeux*. Rapp. tech. CEN PACA, Saint Martin de Crau, FR.
- 2295 ZHANG, X., J. CHEN, M. TAN et Y. SUN (2007). « Assessing the impact of urban
2296 sprawl on soil resources of Nanjing city using satellite images and digital soil
2297 databases ». In : *Catena* 69 (1), p. 16–30.

2298 **Chapitre A**

2299 **Precos framework, la base de la**
2300 **thèse**



Research article

The PRECOS framework: Measuring the impacts of the global changes on soils, water, agriculture on territories to better anticipate the future



Fabienne Trolard ^{a,*}, Guilhem Bourrié ^a, Antoine Baillieux ^b, Samuel Buis ^a, André Chanzy ^a, Philippe Clastre ^a, Jean-François Closet ^c, Dominique Courault ^a, Marie-Lorraine Dangeard ^a, Nicola Di Virgilio ^d, Philippe Dussouilliez ^e, Jules Fleury ^e, Jérémy Gasc ^f, Ghislain Géniaux ^g, Rachel Jouan ^f, Catherine Keller ^e, Patrice Lecharpentier ^a, Jean Lecroart ^f, Claude Napoleone ^g, Gihan Mohammed ^a, Albert Olioso ^a, Suzanne Reynders ^h, Federica Rossi ^d, Mike Tennant ⁱ, Javier de Vicente Lopez ^j

^a INRA, UAPV, UMR Mediterranean Environment and Modelling of Agro-Hydrosystems, Domaine Saint-Paul, Site Agroparc, 222 Route de l'Aérodrome, 84914 Avignon Cedex 9, France

^b SYMCRAU, Istres, France

^c G2C Ingénierie, groupe Altereo, Venelles, France

^d CNR, IBIMET, Institute of Bioclimatology, Bologna, Italy

^e Aix-Marseille University, CNRS, IRD, Collège de France, UM34 CEREGE, Aix-en-Provence, France

^f ARTELIA, Paris, France

^g INRA, UR Ecodevelopment, Avignon, France

^h INRA, DIV and DS Environment, Sophia Antipolis, France

ⁱ Imperial College, Center for Environmental Policy, London, UK

^j VAERSA, Valencia, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 17 February 2016

Received in revised form

23 April 2016

Accepted 1 July 2016

Available online 5 August 2016

Keywords:

Soil

Water

Resources

Territory

Urban sprawl

Climate change

ABSTRACT

In a context of increased land and natural resources scarcity, the possibilities for local authorities and stakeholders of anticipating evolutions or testing the impact of envisaged developments through scenario simulation are new challenges.

PRECOS's approach integrates data pertaining to the fields of water and soil resources, agronomy, urbanization, land use and infrastructure etc. It is complemented by a socio-economic and regulatory analysis of the territory illustrating its constraints and stakes. A modular architecture articulates modeling software and spatial and temporal representations tools. It produces indicators in three core domains: soil degradation, water and soil resources and agricultural production.

As a territory representative of numerous situations of the Mediterranean Basin (urban pressures, overconsumption of spaces, degradation of the milieus), a demonstration in the Crau's area (Southeast of France) has allowed to validate a prototype of the approach and to test its feasibility in a real life situation. Results on the Crau area have shown that, since the beginning of the 16th century, irrigated grasslands are the cornerstones of the anthropic-system, illustrating how successfully men's multi-secular efforts have maintained a balance between environment and local development. But today the ecosystem services are jeopardized firstly by urban sprawl and secondly by climate change. Pre-diagnosis in regions of Emilia-Romagna (Italy) and Valencia (Spain) show that local end-users and policy-makers are interested by this approach. The modularity of indicator calculations and the availability of geo-databases indicate that PRECOS may be up scaled in other socio-economic contexts.

© 2016 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Present crisis and transitions all have in common that they

* Corresponding author.

E-mail address: trolard@avignon.inra.fr (F. Trolard).

concern primary production fields (agriculture, raw materials), transformation activities (industry and crafts) and local economy (retail, general services and transport...) (Pachauri and Reisinger, 2007; IEA, 2008). They impact land use and resources (water, food and energy) and they are mutually interdependent. Thus the gradual awareness of the “crisis” dimension leads to a renewed approach of resources and regional areas’ management systems (World Bank, 2007, 2009; FAO, 2009; Trolard and Dangeard, 2014). To face these challenges, efforts should focus on:

- Capacity building in relationship to territorial analysis at different organizational levels. Systemic analysis (Saritas and Oner, 2004), life-cycle analysis (Day, 1981; Ayres, 1995; Ayres et al., 1998; Von Bahr and Steen, 2004) and integrative concepts (biophysical, biological indicators, ecological footprint, virtual water...) (Bell and Morse, 2004; Graymore et al., 2008) already are a dominant trend of recent literature (Bouman et al., 1999; Crescenzi et al., 2007; Davodi, 2012);
- Reinforcing expertise provision in different but complementary disciplines, such as support for the shaping and monitoring of public policies, critical assessment and dissemination of references or devising innovations with attention to their social acceptability;
- Merging and/or adapting technological innovations from other sectors in order to develop new analysis or expertise tools for territorial development (e.g. energy network models to assess cumulative environmental impact of urbanization on carbon emission (Chen and Chen, 2012) or on river ecosystems (Chen et al., 2015). Recent innovation in spatial metrology both in the fields of robotics and of information and communication technologies, now makes it possible to propose new management practices, assessment, monitoring and decision support tools (Xia Li and Gar-On Yeh, 2000; Waddel, 2002; Vohland and Barry, 2009...).

Cities, as they develop, have a tendency to degrade environmental assets, and impair the essential services provided by ecosystems. The difficulty resides in the evaluation of benefits provided by natural and agricultural areas. The changes thus introduced by urban development in the agro- and ecosystems increase the risks and retroactively impact the value of constructible land and of property because of regulation constraints (extension of non-constructible surfaces) and/or conditions attached to the safeguarding of investments (insurance, cost of loans...).

Cities are drivers for innovation (Glaeser, 2011) and urban growth is a productivity factor, enabling producers from rural areas, consumers and companies to access markets and the workforce to find employment. Hence, a first series of studies undertaken by ECOLOC (Club Sahel and OECD, 2001) has established that the concept of local economy ought to coincide with a tangible reality, for instance that of a pilot economic zone – always open towards other areas, regions, countries, world – but populated enough and with activities that are sufficient for having the potential for generating value and commercial exchanges.

Urbanization develops mainly at the expense of agricultural land at the outskirts of cities (Chakir and Madignier, 2006; Ruellan, 2010; Sapoval, 2011) and along coastal areas (Pageaud and Carré, 2009). For the moment, assessing the consequences of urban sprawl basically boils down to measuring surfaces consumed; it does not take into account the qualitative properties associated to soils and associated environmental functions before sealing.

To overcome such contradictions, it is necessary to identify the impacts of urban and agricultural policies over natural environments, to assess externalities and anticipate evolutions.

The PRECOS framework allows for simulating the likely evolution of indicators in the future and, in the light of various constraints, assessing the deterioration risks of local environmental assets and the lessening of decision makers’ means and levers for potential action.

The main goal of this paper is to present the different elements of this approach highlighted by results obtained on the demonstration area, the Crau (South of France) with the prototype (Astuce & Tic, 2011) and some elements for structuring it in a framework (the PRECOS approach) applicable in other geo-socio contexts.

2. Methods

2.1. The basic concept

The basic idea is that urban sprawl cannot be considered separately from its immediate rural environment, *i.e.* its hinterland (Trolard et al., 2010; Trolard et al., 2013b). The circular causality chain DPSIR (Drivers – Pressure – State – Impact – Response) elaborated by the OECD (2003) is the working basis of the framework: human activities exert pressures over the environment and modify the quality and quantity of natural resources. Society reacts to these changes by adopting protection, limitation, confinement, depollution measures ... and the cycle starts over again. The objective is of course to prompt a virtuous cycle.

2.2. Devising the software’s architecture

The fields covered by the PRECOS approach comprise land occupation changes, soil sealing levels, agronomic qualification of soils, water geo-chemistry, fresh water needs according to the availability of resource and agricultural production requirements (Fig. 1a).

The selected models have already proven their efficiency in their respective fields. PRECOS integrates them all in an overall scheme (Fig. 1b), ensuring a global approach.

Both METRONAMICA (White and Engelen, 1993; White et al., 1997; Straatman et al., 2004) and URBANSIMUL (Géniaux, 2011) compute land occupation changes over time. In METRONAMICA, this transformation is achieved by the use of a cellular automaton coupled with a GIS, which constraints are defined by urbanization (distance to water, electricity networks, transport infrastructures ...). URBANSIMUL uses probability tests of mutation of plots into urbanization based on tax data. The parameters, obtained from the analysis of the results of both software, measure and represent the territory of a land use conversion into another (natural, agricultural, urban and/or industrial areas and infrastructures), the share of coastline affected by urbanization and fragmentation of natural areas.

The method of Assessment of Soil Artificialisation (MEAS) (Astuce & Tic, 2011) takes into account the diversity and agronomic qualification of soils (SQI) (Balestrat et al., 2011), soil sealing and urban sprawl, including the fragmentation of agricultural lands. This approach is complemented by the EVA3 software (developed at Lausanne University) assessment of polluted sites and soils, which estimates the risk of soil contamination by industrial activities. MEAS and EVA produce spatially distributed typologies of artificial soil as well as input data for METRONAMICA or URBANSIMUL.

STICS (Brisson et al., 2003; Brisson, 2008) is a crop model that simulates crop biomass production, agricultural yields, water and nitrogen requirements, surface water flows and drainage (water percolation below the root zone). Calculations are made at the field plot level and aggregated on the territory with MultiSimLib model (Buis et al., 2011). The model is driven by climate parameters, which

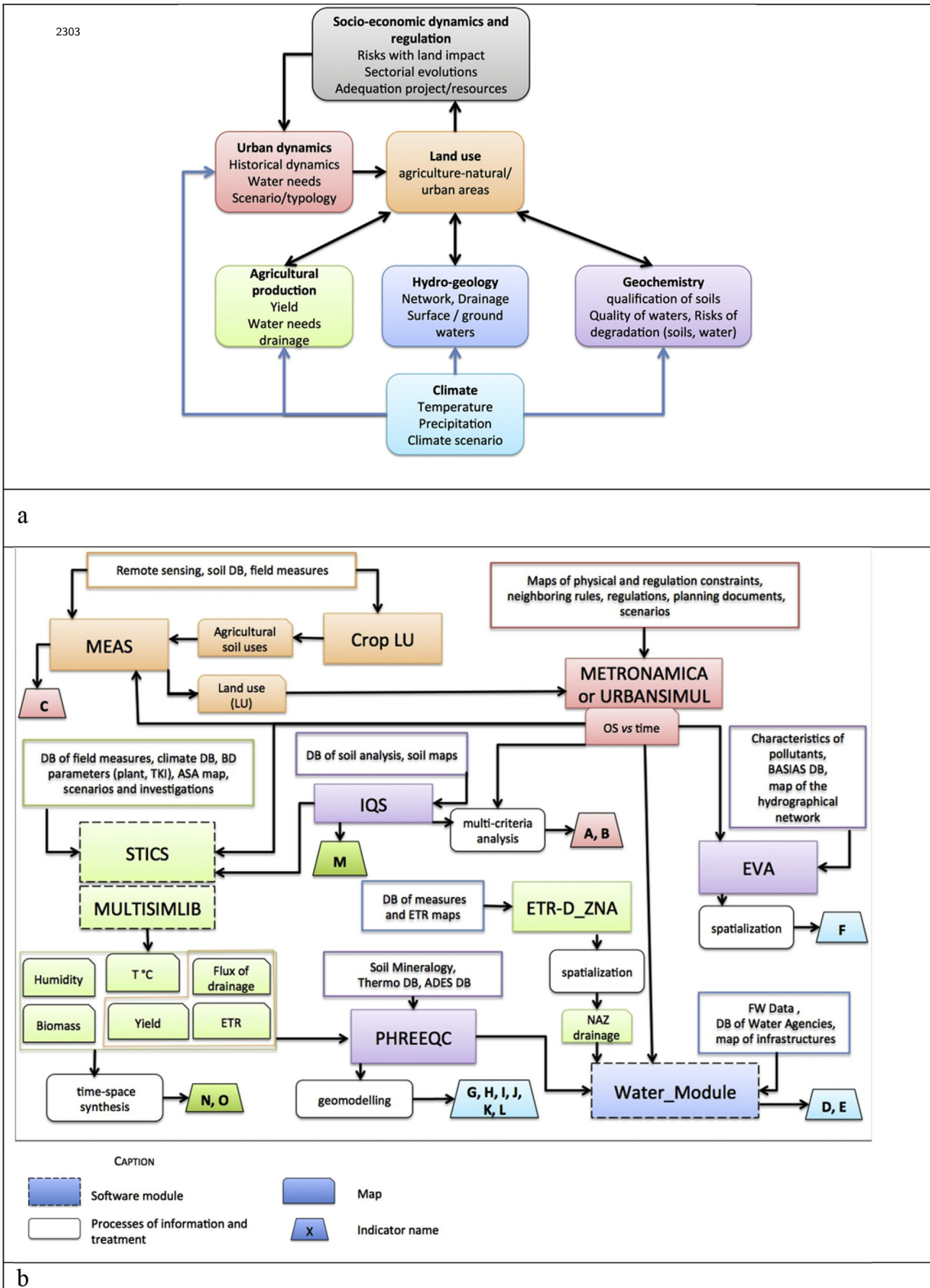


Fig. 1. (a) Scheme of interconnections (black arrows) of the different domains considered in PRECOS approach; blue arrows indicate where climate parameters are explicitly taken into account and, (b) declination of this scheme in the software architecture in Astuce & Tic's prototype. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

allows for taking into account climate change scenarios.

²³⁰PHREEQC software (Parkhurst and Appelo, 1999) is a thermodynamical model for processing water chemistry data. It allows for the construction of geochemical indicators of water quality (potability, salinity, sodicity ...) and the study of soil - solution interactions (geochemical changes, salinization, sodisation and stability of clays ...).

For the spatial representations of data and results, specific visualization software (Mapinfo[®], Arcview[®], Arcgis[®] ...) and a geo-modeling tool (gOcad[®]) have been implemented. gOcad[®] software, developed by oil and mining geologists (Mallet, 2002) is more specifically capable for mapping heterogeneous and incomplete data (mesh conditional objects, interpolation functions and specific kriging, 3D visualization ...). It has been adjusted to the requirements of territorial data mapping such as land distributions, soil properties, the geometry of soil horizons and of the aquifer, groundwater quality, land uses ... (Astuce & Tic, 2011). This software can produce thematic maps in 2D and 3D as well as spatial statistical analysis.

The above-mentioned software retain all the properties that might come in handy for subsequent in depth sector based studies. The constraint of building a tool around this system requires the pooling of scientific and technical expertise necessary to use it, define and produce the indicators. A Web portal presents the results in the form of maps, tables, curves or diagrams, which are accessible to end-users (e.g. decision-makers, stakeholders or local authorities), upon request, via key words.

2.3. Sources of data

Territorial data are abundant but also extremely scattered, very heterogeneous in space and/or time, albeit lacunar. At times, they can be accessed easily via open Web portals but quite often they only exist as paper records. The INSPIRE directive is currently driving many European regions to collect data, organise their regional databases around a homogeneous grid and make the information it contains available for free, especially when it belongs to the public domain (INSPIRE, 2007). Setting up a geo-database for the Crau plain involved quite a lot of information collection and computerization work. Data concern soil occupation, soils characteristics, geochemical qualities of soils and waters, climate, agricultural activities, demography, industrial sites characteristics, networks of water distribution. Different data production methods were implemented: extraction and assembling of information, layout, geo-referencing and digitization of documents, new data acquisition either via specific commands (e.g. remote sensing pictures), or by *in situ* measurements and laboratory analysis (e.g. soil thickness in grasslands, chemical composition of irrigation water ...).

2.4. Indicators

The PRECOS approach combines heterogeneous data to produce indicators in three domains: soil degradation, water and soil resources and agriculture production. Today PRECOS is operational and set up to generate 15 indicators (Table 1). The modularity of the software's architecture allows for adding or selecting pertinent indicators as function of the local characteristics of the area under consideration.

2.5. The scenarios' construction method

The PRECOS approach makes a distinction between «constraints» such as climate, economic climate upon which local actors have little influence and “levers” on which actors can exert some

degree of influence such as zoning, land acquisition ... (Trolard et al., 2013b).

The medium-term was chosen for the scenarios because it is a time horizon where preventive and adaptive actions are still possible. By providing an “*a minima*” representation of pressures and some notion of additional costs incurred for coping with them, these scenarios can help stakeholders to remain under the threshold beyond which damages to strategic resources will be irreversible. Indeed, in a space with limited resources, pressures are to a large extent predetermined and respond, at this horizon, to rather rigid dynamics determined by geography, regulation, demography, real estate market logics, infrastructure and economic activities.

This kind of simulation made by iteration does not take into account major events likely to change drastically the land occupation (e.g. natural hazard, political decision). However, the PRECOS approach can re-initialize its tools in such a way that if needed, this new occurrence might be included and accordingly a new simulation achieved.

2.6. Up-scaling of the PRECOS approach in other contexts

To assess whether the PRECOS approach could be deployed in different geo- and socio-economic contexts typical situations where urban sprawl and climate change may critically jeopardize local resources were identified and explored. This involved extensive discussions, interviews and exchanges with local decision-makers, stakeholders, engineers and researchers in Italy, Spain and France and the completion of a questionnaire (Table 2).

3. Demonstration area: the Crau plain

Covering a surface of approximately 600 km², the Crau plain is delineated by the Alpilles in the North, the Rhone River in the West, the Mediterranean Sea in the South, and in the East, the Etang de Berre and the La-Fare-les-Oliviers short mountain chain (Fig. 2). The climate is mediterranean (rainfall is less than 500 mm year⁻¹), the tree cover quasi non-existent and the Mistral wind blows regularly with great violence.

The natural Crau landscape is a steppe of 9200 ha called the «dry Crau»; its ecosystem is unique (forming a natural, cultural and economic exception at local, regional and European levels), with exemplary endemic organisms of special conservation interest (Wolff et al., 2013).

The Crau's irrigation system dates back to the 16th century. Thus for over 400 years, through gravity irrigation, the system brought the Durance water and silt over the Crau's pebbles. It covers nowadays a surface of 12,500 ha mainly devoted to producing “Crau hay”, a PDO (Protected Designation of Origin) and sheep rearing, especially that of the PGI (Protected Geographical Indication) labelled the “Sisteron lamb” and “Merinos from Arles”. Locally, part of the pastoral land has been given over to intensive orchards and greenhouse vegetable production, most of the irrigation water for these activities being provided by directly pumping into the aquifer or by drip irrigation (Bonfillon, 2008). These irrigation waters contribute over 75% the Crau's groundwater recharge and supply drinking water to approximately 280,000 people as well as to the large industries established at the south of the area.

In the Crau area, the constraints appear particularly strong given that four factors currently guide the regional planning choices: (i) a demographic pressure that is not counterbalanced by a socio-economic dynamic growth; (ii) competition for access to land and local resources in an area marked by important physical constraints and vulnerabilities and a particularly high exposure to risks; (iii) the pervasiveness of very international economic activities with

Table 1
List of indicators produced by PRECOS's approach.

Indicators	Definition
A Land occupation	Typology of soil occupations: 30 classes categorised as urban and non-urban environments, surface texture and specific classes (resulting of merge of previous defined classes) for METRONAMICA software, which is able to calculate only with 15 classes.
B Fragmentation of habitats	Measure the discontinuities in natural areas.
C Soil sealing	Soil-sealing ratio in % per surface unit.
D Aquifer evolution	Variation of the aquifer's water volume and flows.
E Drinking water supply	Supply/demand balance checks per infrastructure (drilling point and connection to the fresh water supply networks).
F Pollution risk	Vulnerability of industrial activity: potential of dangerous substances per site, mobilisation potential of environmental assets: air, soil, surface water and groundwater, exposure of assets in need of protection.
G Water drinkability	Estimation of the risk of non-drinkability from physical and chemical characteristics of waters.
H Risk of water salination	Calculation depending of the ionic force and/or electrical conductivity of waters.
I Risk of soil salination	Estimation of the risks of precipitation of soluble sodium salts, gypsum and salts more soluble than gypsum.
J Risk of soil acidification 1 (calculated with water data)	Calculation of the water saturation index compared to calcite precipitation.
K Risk of soil acidification 2 (calculated with soil data)	Calculation of the "active lime" contents in soils.
L Risk of soil sodicity	Calculation of Sodium Adsorption Ratio (SAR) as an indicator of soil structure degradation.
M Soil agronomic qualification index	Assessing the qualification of soils for agriculture use.
N Agriculture production	Calculation of yields and biomass products of the different crops.
O Drainage	Quantification and localisation of waters drained per surface unit.

Table 2
Standard questionnaire used for the test cases.

Domains	Questions or needs
Socio-economic context	Rough description of the main economic sectors focusing on agriculture, industry and urbanization
Local vulnerability	Are urban sprawl and/or soil sealing problems in your area? Is it exerting pressure over other sectors, e.g. the consumption of fertile land for food production? Can you identify a hot spot area where to study these relations and related problems and solutions? Is climate change affecting local resources, and main economic sectors? Which are the main climate related problems for agriculture, urban areas and industries? (General and rough answers also.)
State of the art of current tools	Are there similar tools already available in your territory? Which tool managing water use, soil use, soil quality, urban development, e.g. irrigation advice or water use in industry and urban areas? Who is the owner? Who is running it? Is the result for free? Are they considering an inter-sectorial approach or are they only sector based? Is the local government feeling the need to have a tool, which is able to integrate all sectors using land and water resources? (General and rough answers also with a simplified table.)
Territorial data	PRECOS needs to use mainly geographical data, e.g. data on soil and water quality, water use, land use, urban trends, hydrology etc. Are these data easily available? Who is the owner? What is the overall spatial resolution? Are they free? (General and rough answers also with a simplified table)
Main vulnerability and linked indicators	Astuce & Tic (A&T) is the first version of PRECOS approach. The prototype is able to release a list of indicators, which were specifically required in the demonstration area, the Crau area. Which are important locally and which one are missing? Are they obtainable using current available data?
Conclusion	Mainly state the reason for which the application of PRECOS can be important.

weak regional links but strong environmental footprint and an investment backlog in infrastructure (transport, energy) that increase the areas' marginalization from the main global trade routes and (iv) a legislative and regulatory framework that is supposed to offer in theory a high level of protection but only provides in practice, a low level of safety. This points towards a more rational use of resources (soils, water) (Trolard and Dangeard, 2014).

The regional climate change in Crau, as defined by IPCC's A1b scenario (Pachauri and Reisinger, 2007) and on the basis of long-term meteorological records (Oliosio et al., 2013a), consists in: (i) a temperature increase well established since 1980 with a rate of 0.5 °C every 10 years; (ii) no significant change in annual precipitation since the beginning of the 19th century; (iii) a recent increase of reference evapotranspiration ET_0 , computed using the FAO56-PM method (Allen et al., 1998) around 1.5–2 mm year⁻¹. A decrease of water resources for agriculture is to be expected from now to 2030, caused by a new allocation of water resources, due to the increasing competition between (i) maintaining a sufficient flow of water in dry periods and (ii) satisfying the demand for energy production, industrial and touristic needs.

Scenarios for Crau area were defined in Table 4. The situation of

reference for the all the variables is defined by the values of the year 2009. The calibration of the dynamics of the models' parameters was made with reference to the land occupation's evolution between 1997 and 2009 calculated on a yearly basis. The objective of these simulations is to produce likely land occupation maps for the medium term, i.e. the 2030 time horizon by monitoring the dynamics of the indicators.

4. Results and discussion

4.1. Urban sprawl impact measures

During the 1997–2009 period over than 1600 ha of irrigated grasslands and natural areas were lost to urban sprawl and the implementation of environmental measures is undermined by the "fait accompli" (Fig. 3).

Evidence for this was obtained by devising extremely fine land occupation maps of the Crau area between 1997 and 2009 (spatial resolution of 0.6 m–20 m depending on the location in the area) (Fig. 3 c, d) Indeed, the data from CORINE Land Cover, as already observed by other authors (Pageaud and Carré, 2009), do not meet

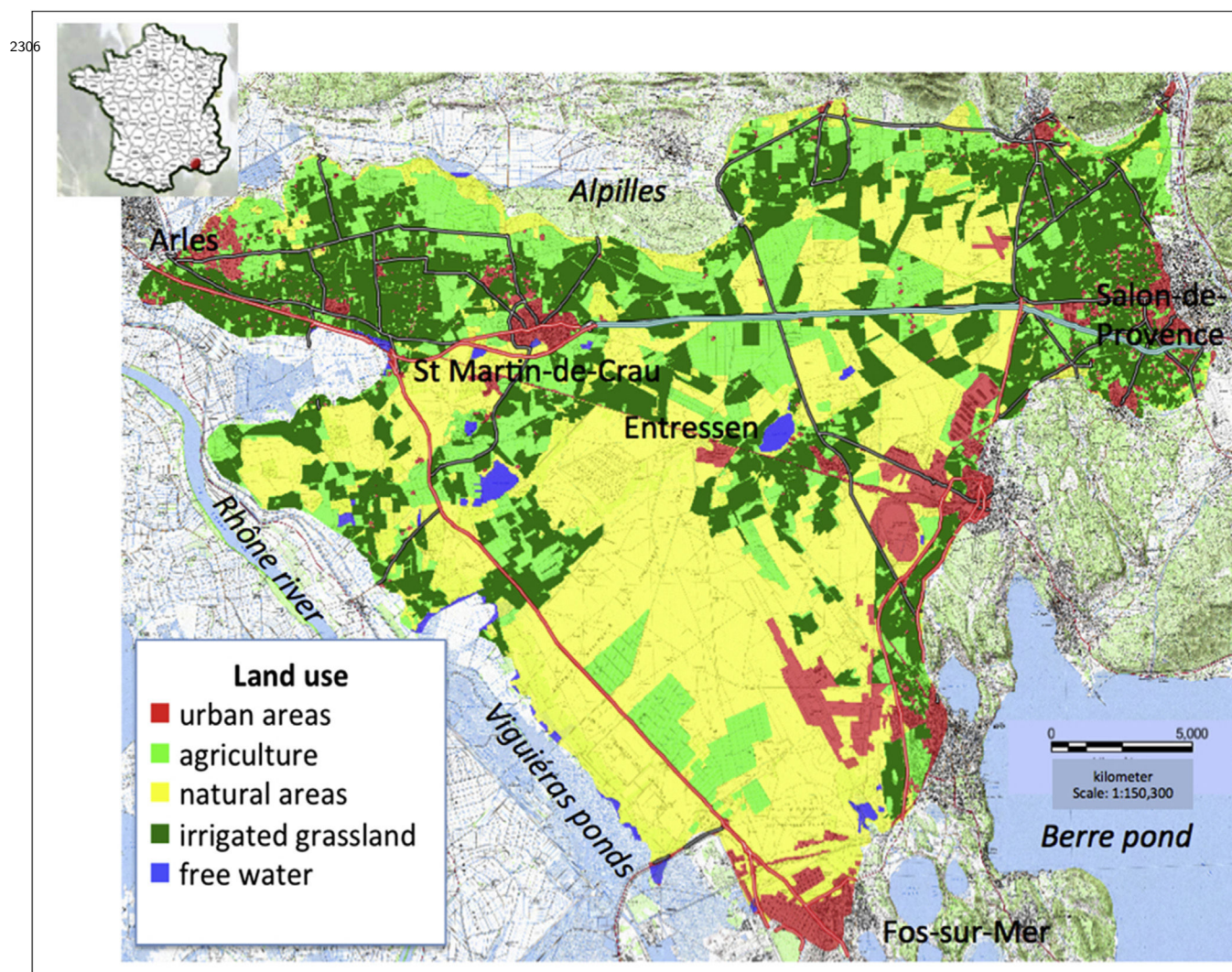


Fig. 2. Map of the Crau territory.

Table 3

Balance of mineral element fluxes brought by the irrigation water compared to the needs of Crau's hay for the first cut.

Element	Ca ²⁺	PO ₄ ³⁻	Mg ²⁺	Na ⁺	SO ₄ ²⁻	K ⁺
Balance ^a	1.41	-0.02	0.30	0.31	0.47	-0.14

^a In mol m⁻².

the needs of urban planning. This can be ascribed to the low resolution of the mesh used by CORINE Land Cover and to the fact that the classification of land uses is not stable over time. This makes it impossible to superimpose maps drawn on two different dates (Fig. 3a, b). The study covering the entire Crau area thus shows that between 1997 and 2009, urban sprawl has affected approximately

Table 4

Socio-economic scenarios, climate and water use constraints tested on Crau with PRECOS approach.

Scenario 0	Called "trend" scenario is the scenario that translates the weight of existing constraints over the area and population. The evolution of indicators is obtained by the linear extrapolation up to 2030 of the historical socio-economical evolutions registered over the 1997–2009 period.
Scenario 1	Called the "industrial consolidation and diversification" scenario, assumes a strong industrial development in the South of the area, with as hypothesis that the maritime Great Marseille harbour is the epicentre. This leads to the extension of industrial areas receiving high-risk activities and increases soil sealing.
Scenario 2	Called the "development of services and residential activities" scenario, assumes an important development in services activities in the North, along the Arles – Salon-de-Provence axis, and a stagnation of industrial activities in the South. This scenario examines especially the difficulty to combine development constraints, existing regulatory frameworks in such risk prone areas, with high land-consumptive activities such as logistics and residential activities dedicated to the tourism.
Climate and water use constraints	Climate scenario A1b over 2025–2035 period calculated with reference data (temperature, precipitation) over 2001–2010 period. Estimation of reduction of water resource for irrigation of 30%.

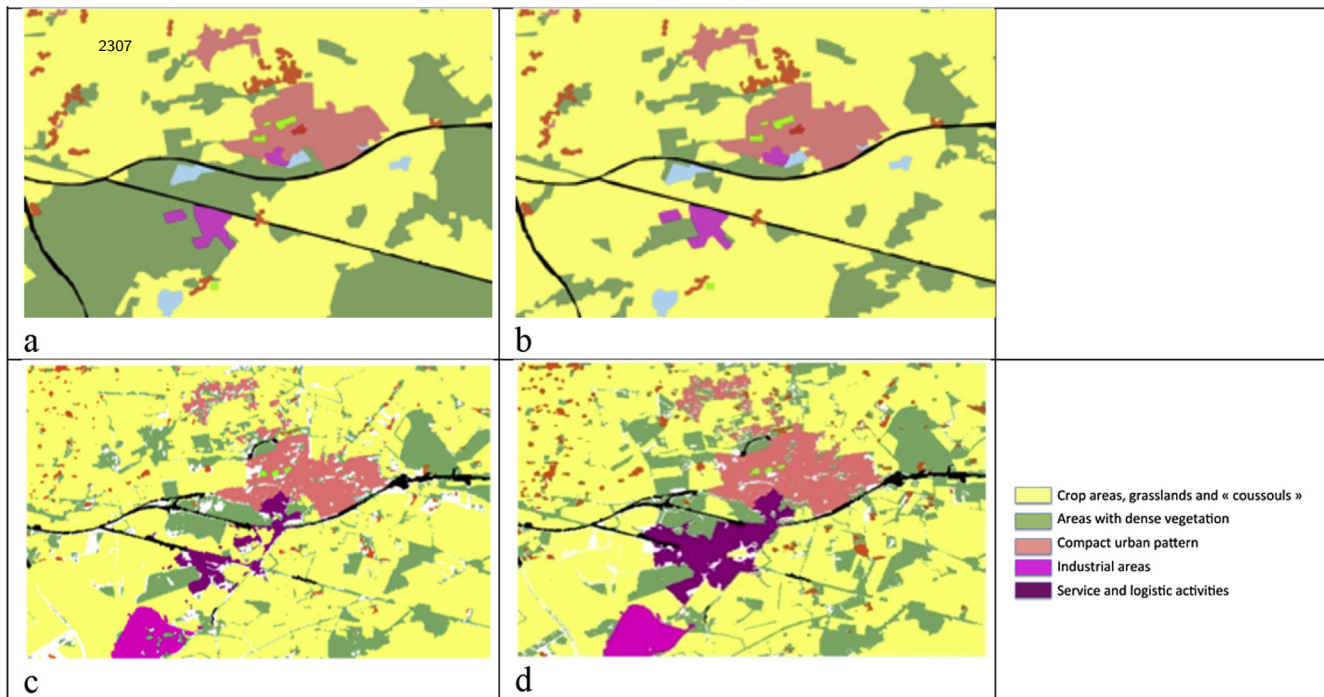


Fig. 3. Land use maps: it shows (a, b) how urban development is reflected in the Corine Land Cover mapping and (c, d) how it appears when the PRECOS approach is applied for one of the municipalities of the Crau area in 1997 and 2009 respectively (from Trolard et al., 2013b).

2300 ha. Similar observations were made in Italy (Biasoli et al., 2006), more largely in Mediterranean region (Salvati, 2014) and in Asia (Zhang et al., 2007). Observations in the Emilia-Romagna region in Italy have shown that over the 6-year period (2003–2008) urbanization led to a loss of crop production potential equivalent to the daily caloric requirements of more than 440,000 people (Malucelli et al., 2014). In addition, the National Strategy for Sustainable Development for 2010–2013 has highlighted as one of its objectives the need to ensure that the land sealing rhythm, which is currently superior to demographic dynamics, must be better controlled especially by endeavoring to locate the new infrastructures on lands already artificialized (DIDD, 2010).

4.2. Multi-secular irrigated agriculture: a factor of sustainability and a source of ecosystem services

Thanks to Adam de Craponne's canals built in the Crau area, in the 16th century, the multi-secular irrigation system warrants a lasting resilience of the biophysical environment. This is demonstrated by the integrated analysis of the agronomical, pedological, land use and biogeochemical soil and water data (Trolard et al., 2013a).

The geochemical study shows that the Durance waters used for irrigation do not have any aggressive effect on the soil mineral components and instead, meet most of mineral nutrients necessary to the Crau's hay. A comparative balance between the concentration of mineral elements exported by the Crau's hay and the rates of mineral matters found in the irrigation waters only reveals a slight deficit for potassium and phosphorus (Table 3) (Bourrié et al., 2012).

In the Crau plain, irrigated agriculture for over 400 years, has contributed to four essential ecosystems services: (i) soil conservation; (ii) biomass production; (iii) aquifer recharge and (iv) wetland preservation.

4.3. Soil conservation

Irrigation has two consequences. It brings silt, thus changing the soils' granulometry. It changes soils' acido-basic properties because of the geochemical interactions between waters and soils. The Durance irrigation waters protect soil against its natural trend towards acidification caused by rainwater. When rain enters the topsoil, its acid properties are enforced because it equilibrates with pCO_2 of soil atmosphere, which is much larger than pCO_2 of external atmosphere; it operates then as a strong solvent. In the Crau area, irrigation waters contain dissolved calcium carbonate because of their transfer from the Alps through limestones, and their pH is of 8.3. This makes them less aggressive towards soils minerals and even instead, makes them rather encrusting depending on the degree of concentration of water by evaporation, which depends itself on climatic conditions.

4.4. Biomass production

Two parameters are critical for determining the grassland's yield: the soils' characteristics and the water turns, *i.e.* time between two irrigations and water quantity per irrigation (Astuce & Tic, 2011). The average yields vary between 7.8 t ha^{-1} and 9.7 t ha^{-1} (Comité du Foin de Crau, personal communication). The highest yields are obtained on hydromorphic soils or on soils, which have the thickest HA horizon, *i.e.* soils with the highest water holding capacity. The productivity is also dependent on the water turns: the greater the intervals, the lower the yields.

4.5. Aquifer recharge

The large permeability of the aquifer in the Crau (10^{-3} to 10^{-2} m s^{-1}) and massive inflows of water by irrigation (about $20,000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) define a highly dynamic regime of the aquifer. Thus even though irrigated grasslands occupy less than 20%

of the Crau plain's surface, they contribute to over 75% to the aquifer's water replenishment. The sporadic but regular charging, which comes from irrigated grasslands, actively supports the groundwater levels observed. In the North the piezometrical variations under some irrigated areas can reach 10 m (Baillieux et al., 2015). Water charging by irrigation is smaller in grasslands on hydromorphic soils and the average recharge of water is 1337 mm year⁻¹, while on other types of soils it is over 1700 mm year⁻¹. As the average thickness of the aquifer is between 10 and 40 m, the operational capacity to use the underground water resources is highly dependent on the conduct of the gravity irrigation of grasslands.

4.6. Wetland conservation

Gravity irrigation for agriculture has a predominant influence on surrounding wetlands. It maintains the overflow of groundwater upstream from the aquifer. These waters then reappear under the form of resurgences feeding the surrounding ponds (Entressen and Des Aulnes) and wetlands, known for their large ecological diversity (Vigueirat pond), 1000 ha of which are classified as a biosphere reserve. Gravity irrigation thus maintains a hydrostatic balance preventing the salted aquifer to ingress from the South (Fig. 2).

Furthermore, the supply of calcium by irrigation water percolating through the soil and sub-soil down to the aquifer contributes to the groundwater's high quality, by precipitating the excess of phosphate in the form of apatite (calcium phosphate) preventing any eutrophication of the aquatic systems (Bourrié et al., 2012).

4.7. Perspectives to 2030 in the Crau area

At the 2030 time horizon and whatever the scenario, simulations show an increase of the territory's vulnerability and significant alterations of ecosystem services provided by agriculture.

Results show that urban sprawl will happen at the expense of protected natural areas, cropped lands and irrigated grasslands (Table 5, Fig. 4). Land surface lost to urbanization ranges between 4377 ha for scenario 0 ("trend" scenario) and 7358 ha for scenario 2, the most space-consuming scenario. In all cases urban sprawl impacts over 50% of the most fertile lands in the region, defined by the agronomic qualification index (Fig. 5). Generally, these lands correspond to the oldest irrigated grasslands where soils are the result of over 400 years of cumulated silt deposits.

For agriculture production, results show that climate change without any water irrigation restriction will have a rather positive effect on grassland yields (increase of about 11%) and an increase of approximately 1 t ha⁻¹ of dry matter would be expected. However

such positive increase of yield would be crushed by the reduction of water quantities allocated to irrigation (−30% in our scenarios). Globally, no significant yield change is expected. In all cases, gross agricultural production will decrease, due to the loss of agricultural land to urban sprawl in 2030 (Table 6), and consequently the income of farmers.

In addition, simulations of the water table level for 2030 show an important drawdown explained by the conjunction of an anticipated decrease of irrigated grassland surface in the range of 11%, a decline of about 30% of irrigation water quantities from Durance River and 30% increase of drinking water requirements (Fig. 6). The main consequence for industry and cities would be water shortage, with a predicted lowering of the groundwater table ranging from 2 to 9 m. If infrastructures must be built to bring pressurised water from the East of Provence, the additional cost will be huge.

The reduction of the aquifer expansion would have other drastic consequences with: (i) a possible progression inland of sea water ingress in the south of the territory and (ii) depriving of wetlands of their fresh water supply entailing "catastrophic" impacts on local biotopes and associated biocenosis.

4.8. Applying the PRECOS approach in other contexts: first step

When looking at urban governance system typologies (Schmitt, 2010), it is possible to observe that several broad geographical and resource conditions will be favourable for integrated approaches such as PRECOS: (i) important rural surfaces devoted to agricultural production and/or proximity of protected natural areas; (ii) strong urban sprawl whether or not linked to urban growth; (3) the proximity of environmentally taxing industrial (or commercial) installations or infrastructure (Seveso installations, logistic platforms, mines etc.) and (iv) specific developments, constraints or triggers related to the socio-economic or regulatory context.

Consultations with potential end-users in regions of Emilia Romagna in Italy and Valencia in Spain have shown that the PRECOS approach can be deployed by using existing data and by organizing, at local level, a consortium of skills able to analyze the results. Table 7 shows that in these new test areas, indicators proposed by the PRECOS approach can be produced. If the local situation requires consideration of new indicators, the modularity of the processing chain allows for adding new modules and interfaces in the workflow.

The consortium had the opportunity to apply the first stages of the PRECOS approach in Emilia-Romagna, an Italian region identified as likely to encounter serious climate and resource pressures in the future. PRECOS has been identified as useful for policy makers, cautioning authorities and developers when planning for future land and water uses ... The province of Modena was one of the areas earmarked as well adapted to the introduction of the PRECOS approach. Indeed, in this province, urban sprawl problems are rendered even more acute, because of on-going post-earthquake reconstruction operations especially those in connection to large scale transport infrastructure developments. Several studies have already shown the extension of the risks of soil sealing and climate change in the region (e.g. consequences and costs of runoff during extreme events, damages to the water network, soil degradation ...) (Burrato et al., 2012; Ceccarelli et al., 2014; Salvati, 2014; Ungaro et al., 2014). Moreover, policy and decision-makers are quite aware of this especially considering the weight of high quality agriculture productions in the local economy.

In Valencia region, taking into account the complex scenario of future regional development with an increase of risks due to the climate change and a difficult balance between environment and economic growth (e.g. García, 2010; Rico-Amoros et al., 2009;

Table 5

Estimate of surface areas that will be used up by urbanization between 2010 and 2030 by type of land occupation as function of the three scenarios. The surfaces are expressed in hectares and in % of the total surface of the considered soil occupation.

Type of soil occupation	Scenario 0		Scenario 1		Scenario 2	
	/ha	/%	/ha	/%	/ha	/%
Irrigated grasslands	1065	6.8	1308	8.3	1826	11.5
Great field crops	23	0.2	43	0.4	62	0.6
Other crops	38	0.9	64	1.5	222	5.2
Dry meadow	113	0.9	585	4.6	563	4.4
Natural areas ^a	1341	3.9	2863	8.4	1813	5.3
Wetlands	173	1.8	694	7.4	293	3.1
Orchards	147	2.3	332	5.3	798	12.7
Bare soil	1473	21.0	1916	27.3	1778	25.3
TOTAL	4376		7805		7356	

^a Out of wetlands.

2309

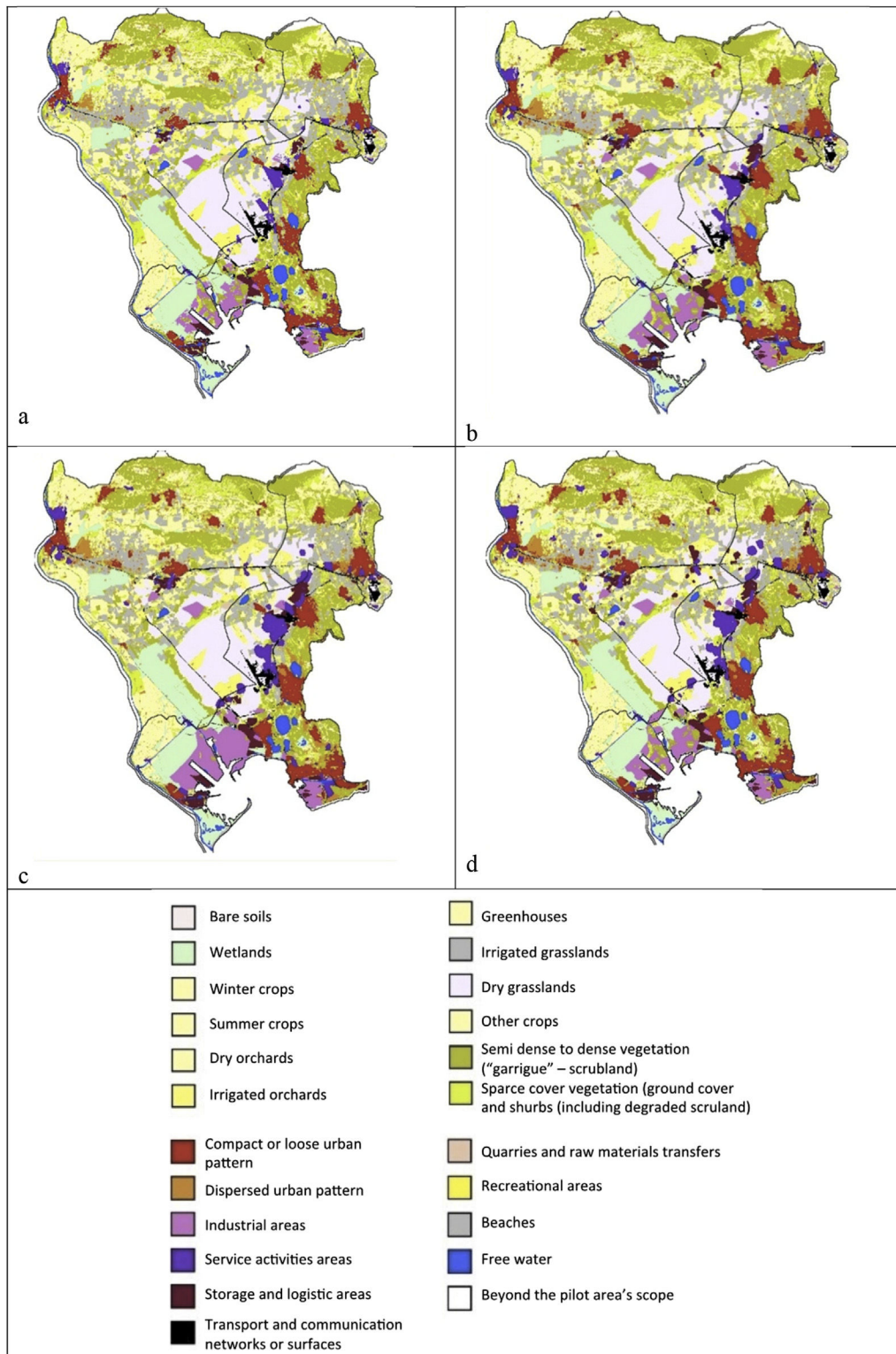


Fig. 4. Prediction of land occupation change in 2030 as function of the different scenarios. (a) reference 2009, (b) 2030 – scenario 0, (c) 2030 – scenario 1 and (d) 2030 – scenario 2.

Vicente Serrano et al., 2004; Luis et al., 2000), the PRECOS approach could play a significant role supporting decision-makers and politicians to make better decisions. The current lack of comprehensive tools capable of merging and managing different sources of geo-referenced data (social, economic, environmental) and of turning them into useful information for decision-makers has been

emphasised.

5. Conclusions

Building on and elaborating from Astuce & Tic prototype, the European consortium in charge of PRECOS established that the

2310

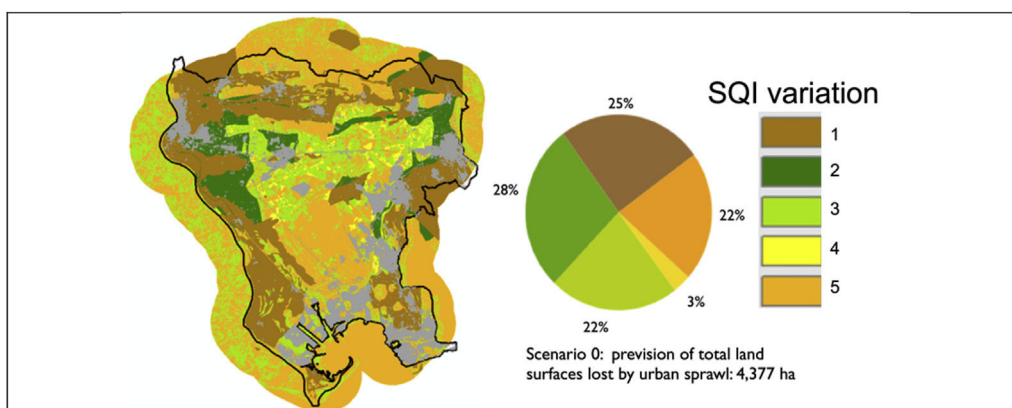


Fig. 5. Qualification and quantification of soils lost to urban sprawl: results obtained for 2030 with the scenario 0. Soil Qualification Index (SQI): 1. Hydromorphic soils; 2. Soils with 50 cm HA horizon; 3. Soils with 35 cm HA horizon; 4. Soils with 10 cm HA horizon; 5. Fersiallitic soils.

Table 6

Inputs and withdrawals of groundwater as function of land occupation and water allocations in 2009 and prediction for the scenario 2 in 2030.

Land occupation	Inputs (mm year ⁻¹)	
	Reference 2009	Prediction 2030 – scenario 2
Occupation by default	10.0	10.0
Coussouls and sparse vegetation	32.8	-7.6
Irrigated grasslands	2020.0	1464.0
Summer crops (e.g. sunflower)	86.4	125.0
Winter crops (e.g. wheat)	63.6	54.6
Wetlands ^a	-316.0	-491.0
Orchards	-316.0	-434.5
Water allocation	Withdrawals (millions of m ³ year ⁻¹)	
	Reference 2009	Prediction 2030 – scenario 2
Drinking water	24.8	32.2
Industrial water	7.6	7.6
Agricultural water	27.0	21.8

^a The negative drainage values mean that on the concerned surfaces, real evapotranspiration is larger than the sum of inputs (rainfall + irrigation).

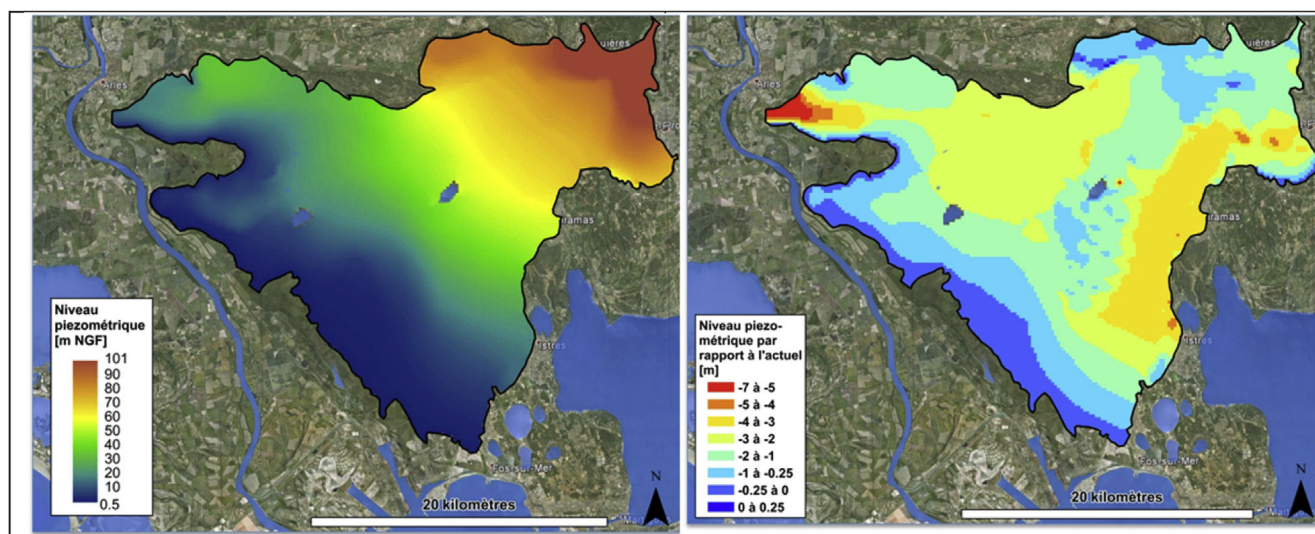


Fig. 6. Piezometric level in permanent regime in reference state 2009 (a) and prediction of the evolution of the water table in permanent regime in 2030 with the scenario 2 (b) (from Oliosio et al., 2013b; Baillieux et al., 2015).

Table 7
Main vulnerability and linked indicators.

A&T ^a indicators	Crau	Emilia-Romagna	Valencia
A Land occupation	yes	yes	yes
B Fragmentation of habitats	yes	May be	yes
C Soil sealing	yes	yes	yes
D Aquifer evolution	yes	no	no
E Drinking water supply	yes	no	no
F Pollution risk	yes	May be, not easy	yes
G Water drinkability	yes	no	yes
H Risk of water salinity	yes	no	no
I Risk of soil salinization	yes	no	yes
J Risk of soil acidification (soil data)	yes	no	no
K Risk of soil acidification (water data)	yes	no	no
L Risk of soil sodicity	yes	no	yes
M Soil agronomic qualification index	yes	yes	yes
N Agricultural production	yes	yes	yes
O Drainage	yes	yes	yes
Locally important indicators not included in A&T			
1 Carbon stock		yes	yes
2 Run off modification		yes	yes
3 Land capability		yes	yes
4 Air quality		Data not ready	–
5 Brown soil		yes	–
6 Eutrophisation		–	yes

^a A&T = Astuce & Tic prototype.

approach could be deployed beyond the Crau pilot demonstration area and was likely to meet the needs of a variety of local situations.

The Crau area was chosen because it is representative of critical situations deriving from global changes, urban pressures and climate change that are apparent in a number of places in the world. Conducting this experimental approach on the Crau area has shown that up to the beginning of the 16th century local planning was developed around the Crau irrigation network. Irrigated grasslands were the cornerstones of the anthropic-system and an example of how successful men's multi-secular efforts were to maintain a balance with the environment.

The PRECOS integrated approach provides a global vision of urbanization and climate change' manifold impacts on all ecosystem services; it identifies *hic et nunc* the more vulnerable and risk-prone areas and takes into account the inter-relationships between all their components.

Method wise, the treatment or acquisition of new data and the integration of multi-sector information is pooled within a chain of modeling modules that generate pertinent and factual indicators for a given area and offer the possibility of following their dynamics in real time. Medium term scenarios then analyze the dynamics of these indicators overtime and lead to a virtual representation of what future adaptations could lead in terms of "a minima" pressures and potential additional costs before their cumulated impacts drive the area to tipping points. The representation tools make it possible to visualize these results in terms of time-space and also provide supporting documents for stakeholders' consultations, discussions or negotiations.

Pre-diagnosis made in regions of Emilia-Romagna (Italy) and Valencia (Spain) show that local end-users and policy-makers are interested by this approach. The modularity of indicator calculations and the availability of geo-databases indicate that PRECOS may be up scaled in other socio-environmental contexts. Moreover, on one hand, the efforts to build up regional databases following standardized guidelines defined at international level and, on the other hand, the development projects of the use of digital technologies in local communities mean that the data is becoming more accessible and free. In addition, the modular software architecture allows PRECOS (i) to evolve with advances in modeling sectors considered here; (ii) to interchange a simulation module by an

equivalent and more appropriate to the local context (iii) to integrate new features and compute new indicators based on the needs of stakeholders and policy-makers. PRECOS is a valuable tool to turn this data into actionable information for territorial management.

Acknowledgements

The conception of the prototype has mobilised numerous students and other contributors. Thus authors address many thanks to F. Baret, P. Beauclair, R. Bile, M. Conruyt, A. Dangeard, B. Descamps, J.C. de Mordant de Massiac, H. Erray, M. Fouletier, R. Hadria, A. Jan, F. Nawaz, J.C. Maho, F. Maurel, M. Mayor, T. Ménard, R. Lecerf, B. Le Pors, O. Pascal, P. Rosselo, F. Ruget, S. Viseur for their implication in some steps in this work. The authors thank the R&D programs supported both by FUI funds (2008–2011) from the French Ministry of Industry, (DGCS) and Provence – Alpes – Côte d'Azur Region, SICMED program (INSU, 2011–2014) and Climate KIC (Knowledge Innovation Community) of the European Institute of Innovation & Technology (EIT) through pathfinders PRECOS (2013–2014) and PRECOS Business (2015). The authors thank W. de Lange, associated editor, and the anonymous reviewers, who contributed by their suggestions to improve the quality of the paper.

References

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., 1998. Crop Evapotranspiration – Guidelines for Computing Crop Water Requirements. Irrigation and Drainage paper 56. FAO, Rome, 15 pp.
- Astuce & Tic, 2011. Anticipation de l'Aménagement Sécurisé des Territoires Urbanisés, des Campagnes et leur Environnement par les Technologies de l'Information et de la Communication. De Mordant de Massiac J.C., Trolard F. and Bourrié G. coord., Rapport final du programme FUI (2008-2011).
- Ayres, R.U., 1995. Life cycle analysis: a critique. *Resour. Conserv. Recycl.* 14, 199–223.
- Ayres, R.U., Ayres, L.W., Martínàs, K., 1998. Exergy, waste accounting and life-cycle analysis. *Energy* 23 (5), 355–363.
- Baillieux, A., Olioso, A., Trolard, F., Chanzy, A., Lecerf, R., Lecharpentier, P., Banton, O., Ruget, F., Ruy, S., 2015. Changements globaux: quels impacts sur l'aquifère de la Crau? *Géologues* 187, 85–92.
- Balestrat, M., Barbe, E., Chery, J.P., Lagacherie, P., Tonneau, J.P., 2011. Reconnaissance du patrimoine agronomique des sols: une démarche novatrice en Languedoc-Roussillon. *Noréis* 221 (4), 83–96.
- Bell, S., Morse, S., 2004. Experiences with sustainability indicators and stakeholder participation: a case study relating to a "Blue Plan" project in Malta. *Sustain. Dev.* 12 (1), 1–14.
- Biasoli, M., Barberis, R., Ajmone Marsan, F., 2006. The influence of a large city on some soil properties and metals content. *Sci. Total Environ.* 356, 154–164.
- Bonfillon, M.S., 2008. Les cultures irriguées dans l'espace géographique du Canal de Craponne: la question des méthodes de travail. In: Gomet, G. (Ed.), *Plantes exploitées, plantes cultivées, cultures, techniques et discours*. Presse Universitaire de Provence, Marseille.
- Bouman, B., Jansen, H., Schipper, R., Nieuwenhuys, A., Hengsdijk, H., Bouma, J., 1999. A framework for integrated biophysical and economic land use analysis at different scales. *Agric. Ecosyst. Environ.* 75 (1–2), 55–73.
- Bourrié, G., Trolard, F., Chanzy, A., Ruget, F., Lecerf, R., Charron, F., 2012. Sustainable intensive agriculture: evidence from aqueous geochemistry. *Procedia Earth Planet. Sci.* 7, 93–96.
- Brisson, N., 2008. Modéliser la réponse des cultures à la contrainte hydrique avec le modèle STICS pour comparer des stratégies et anticiper les changements climatiques. *Innov. Agron.* 2, 9–18.
- Brisson, N., Gary, C., Juste, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussière, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillère, J.P., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *Eur. J. Agron.* 18, 309–332.
- Buis, S., Wallach, D., Guillaume, S., Varella, H., Lecharpentier, P., Launay, M., Guerif, M., Bergez, J.-E., Justes, E., 2011. The STICS crop model and associated software for analysis, parameterisation and evaluation. In: Ma, L. (Ed.), *Methods of Introducing System Models into Agricultural Research, Advances in Agricultural Systems Modeling*. 2. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, Madison, pp. 395–426.
- Burrato, P., Vannoli, P., Fracassi, U., Basili, R., Valensise, G., 2012. Is blind faulting truly invisible? Tectonic-controlled drainage evolution in the epicentral area of the May 2012, Emilia-Romagna earthquake sequence (northern Italy). *Ann. Geophys.* 55 (4) <http://dx.doi.org/10.4401/ag-6182>.
- Ceccarelli, T., Bajocco, S., Luigi Perini, L., Luca Salvati, L., 2014. Urbanisation and land take of high quality agricultural soils—exploring long-term land use changes and land capability in Northern Italy. *Int. J. Environ. Res.* 8 (1), 181–192.

- Chakir, R., Madignier, A.C., 2006. Analyse des changements d'occupation des sols en France entre 1992 et 2003. *Economie rurale*, 296 pp.
- Chen, S., Chen, B., 2012. Network environ perspective for urban metabolism and carbon emissions: a case study of Vienna, Austria. *Environ. Sci. Technol.* 46, 4498–4506.
- Chen, S., Chen, B., Fath, B.D., 2015. Assessing the cumulative environmental impact of hydropower construction on river systems based on energy network model. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 42, 78–92.
- Club Sahel, OECD, 2001. Managing the Economy Locally in Africa. Assessing Local Economics and Their Prospects. Summary. Programme Municipal, 1t. ECOLOC Handbook SAH/D(2001)500, Paris.
- Crescenzi, R., Rodriguez-Pose, A., Stoper, M., 2007. The territorial dynamics of innovation: a Europe – United States comparative analysis. *J. Econ. Geogr.* 7 (6), 673–709.
- Davodi, S., 2012. Climate risk and security: new meanings of “the environment” in the English Planning System. *Eur. Plan. Stud.* 20 (1), 49–69.
- Day, G.S., 1981. The product life cycle: analysis and application issues. *J. Mark.* 45 (4), 60–67.
- DIDD, 2010. Stratégie nationale de développement durable pour 2010–2013: vers une économie verte et équitable. Délégation Interministérielle au Développement Durable, Paris report.
- FAO, 2009. The State of Food Insecurity in the World. Report, Roma (Italy).
- García, M., 2010. The breakdown of the Spanish urban growth model: social and territorial effects of the global crisis. *Int. J. Urban Reg. Res.* 34 (4), 967–980.
- Geniaux, G., 2011. URBANSIMUL: un modèle prototype de simulation de l'occupation du sol à l'échelle parcellaire. <http://www.agris.fao.org>.
- Glaeser, E., 2011. Engines of innovation. In: A brighter future with cities. *Sci. Amer. J.* 36–41.
- Graymore, M., Sipe, N., Rickson, R., 2008. Regional sustainability: how useful are current tools of sustainability assessment at the regional scale? *Ecol. Econ.* 67 (3), 362–372.
- IEA, 2008. Perspectives des technologies de l'énergie. Au service du plan d'action du G8-Scénarios et stratégies à l'horizon 2050. Report, Paris, 13pp.
- INSPIRE, 2007. Directive 2007/2/CE, JOCE. April 25th 2007. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/La-directive-europeenne-Inspire-de.html>.
- Luis, M.D., Raventós, J., González-Hidalgo, J.C., Sánchez, J.R., Cortina, J., 2000. Spatial analysis of rainfall trends in the region of Valencia (East Spain). *Int. J. Climatol.* 20 (12), 1451–1469.
- Mallet, J.L., 2002. Geomodeling. Oxford University Press.
- Malucelli, F., Certinin, G., Scalenghe, R., 2014. Soil Is Brown Gold in Emilia-Romagna Region, Italy. *Land Use Policy*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.01.019>.
- OECD, 2003. OECD Environmental Indicators – Development, Measurement and Use – Reference Paper, 37 pp. <http://www.oecd.org/env/>.
- Oliosio, A., Lecerf, R., Chanzy, A., Ruget, F., Huard, F., Baillieux, A., Rossello, P., Lecharpentier, P., Trolard, F., Charron, F., Ruy, S., Alkacem Alosman, M., Cognard-Planck, A.L., Seguin, B., Courauldt, D., Gallego-Elvira, B., Garrigues, S., 2013a. Bilan hydrique des agrosystèmes de Crau face aux changements globaux. In: Tatin, L., Wolff, A., Boutin, J., Colliot, E., Dutoit, T. (Eds.), *Ecologie et conservation d'une steppe méditerranéenne – La plaine de Crau*. Editions QUAE, Paris.
- Oliosio, A., Lecerf, R., Baillieux, A., Chanzy, A., Ruget, F., Banton, O., Le Chapentier, P., Trolard, F., Cognard-Planck, A.L., 2013b. Modelling of drainage and hay production over the Crau aquifer for analysing impact of global change on aquifer recharge. *Procedia Environ. Sci.* 19, 691–700.
- Pachauri, D.L., Reisinger, A. (Eds.), 2007. *Climate Change: Synthesis Report*. IPCC, Genève.
- Pageaud, D., Carré, C., 2009. La France vue par CORINE Land Cover, outil européen de suivi de l'occupation des sols. In: *Le point sur... Commissariat Général au Développement Durable*, vol. 10, pp. 1–4.
- Parkhurst, D.L., Appelo, C.A.J., 1999. User's Guide to PHREEQC (Version 2): a Computer Program for Speciation, Batch-reaction, One-dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations. Water-Resources Investigations Report 99–4259. U.S. Geological Survey.
- Rico-Amoros, A.M., Olcina-Cantos, J., Sauri, D., 2009. Tourist land use patterns and water demand: evidence from the Western Mediterranean. *Land Use Policy* 26 (2), 493–501.
- Ruellan, A., 2010. Des sols et des hommes, un lien menacé. IRD Edition, Marseille.
- Salvati, L., 2014. The spatial pattern of soil sealing along the urban-rural gradient in a Mediterranean region. *J. Environ. Plan. Manag.* 57 (6), 848–861.
- Sapoval, Y.L., 2011. Comment faire émerger une offre urbaine durable? In: Pennequi, G., Moclilnikar, A.T. (Eds.), *Atlas du développement durable et responsable*, pp. 290–294.
- Saritas, O., Oner, M.A., 2004. Systemic analysis of UK foresight results joint application of integrated management model and roadmapping. *Technol. Forecast. Soc. Change* 71, 27–65.
- Schmitt, P., 2010. Final report of the METREX-Expert Group on Intra-Metropolitan Polycentricity. Retrieved, November. Intra-metropolitan Polycentricity in Practice-reflections - Challenges and Conclusions from 12 European Metropolitan Areas, vol. 28.
- Straatman, B., White, R., Engelen, G., 2004. Towards an automatic calibration procedure for constrained cellular automata. *Comput. Environ. Urban Syst.* 28, 149–170.
- Trolard, F., Astuce, Tic's consortium, 2010. Etalement urbain et changements globaux: l'urgence de considérer les sols et l'eau dans un modèle intégratif. *Energ. Liaison Francoph.* 86, 147–153.
- Trolard, F., Dangeard, M.L., 2014. Les sols, l'eau et la production agricole: des ressources de base face à l'étalement urbain et aux changements climatiques. In: Colard Dutilleul, F., Bréger, F. (Eds.), *Penser une démocratie alimentaire – Thinking a Food Democracy*, Lascaux Proposals between Natural Resources and Food Needs, pp. 113–124. INIDA ed., San José, Costa Rica.
- Trolard, F., Dangeard, M.L., de Mordant de Massiac, J.C., Bourrié, G., Lecerf, R., Le Pors, B., Chanzy, A., Dangeard, A., Keller, C., Charron, F., the consortium Astuce & Tic, 2013a. La disparition des habitats naturels et agricoles vue par le programme Astuce & Tic. In: Tatin, L., Wolff, A., Boutin, J., Colliot, E., Dutoit, T. (Eds.), *Ecologie et conservation d'une steppe méditerranéenne – La plaine de Crau*. Editions QUAE, Paris.
- Trolard, F., Reynders, S., Dangeard, M.L., Bourrié, G., Descamps, B., Keller, C., de Mordant de Massiac, J.C., 2013b. Territoire, ville et champagne face à l'étalement urbain et aux changements climatiques. Une démarche intégrative pour préserver les sols, l'eau et la production agricole. Edition Johanet, Paris, 152 pp.
- Ungaro, F., Calzolari, C., Pistocchi, A., Malucelli, F., 2014. Modelling the impact of increasing soil sealing on runoff coefficients at regional scale: a hydro-pedological approach. *J. Hydrol. Hydromech.* 62 (1), 33–42.
- Vicente Serrano, S.M., González-Hidalgo, J.C., Luis, M.D., Raventós, J., 2004. Drought patterns in the Mediterranean area: the Valencia region (eastern Spain). *Clim. Res.* 26, 5–15.
- Vohland, K., Barry, B., 2009. A review of *in situ* rainwater harvesting (RWH) practices modifying landscape functions in African drylands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 131, 119–127.
- Von Bahr, B., Steen, B., 2004. Reducing epistemological uncertainty in life cycle inventory. *J. Clean. Prod.* 12 (4), 369–388.
- Waddel, P., 2002. UrbanSim: modelling urban development for land use, transportation and environmental planning. *J. Am. Plan. Assoc.* 68 (3), 297–314.
- White, R., Engelen, G., 1993. Cellular automata and fractal urban form: a cellular modelling approach to the evolution of urban land use patterns. *Environ. Plan. A* 25 (8), 1175–1199.
- White, R., Engelen, G., Uljee, I., 1997. The use of constrained cellular automata for high-resolution modeling of urban land-use dynamics. *Environ. Plan. B Plan. Des.* 24 (3), 323–343.
- Wolff, A., Tatin, L., Dutoit, T., 2013. La Crau, une steppe méditerranéenne unique en France. In: Tatin, L., Wolff, A., Boutin, J., Colliot, E., Dutoit, T. (Eds.), *Ecologie et conservation d'une steppe méditerranéenne – La plaine de Crau*. Editions QUAE, Paris.
- World Bank, 2007. Strategy of WB on the Environment. Report 2007.
- World Bank, 2009. Development in the World. Report 2009.
- Xia Li, Gar-On Yeh, A., 2000. Modeling sustainable urban development by the integration of constrained cellular automata and GIS. *J. Am. Plan. Assoc.* 14 (2), 131–152.
- Zhang, X., Chen, J., Tan, M., Sun, Y., 2007. Assessing the impact of urban sprawl on soil resources of Nanjing city using satellite images and digital soil databases. *Catena* 69, 16–30.

2313 **Chapitre B**

2314 **L'étude de terrain en Crau**

2315 **B.1 La composition chimique des plantes des prai-**
2316 **ries de Crau en 2015**

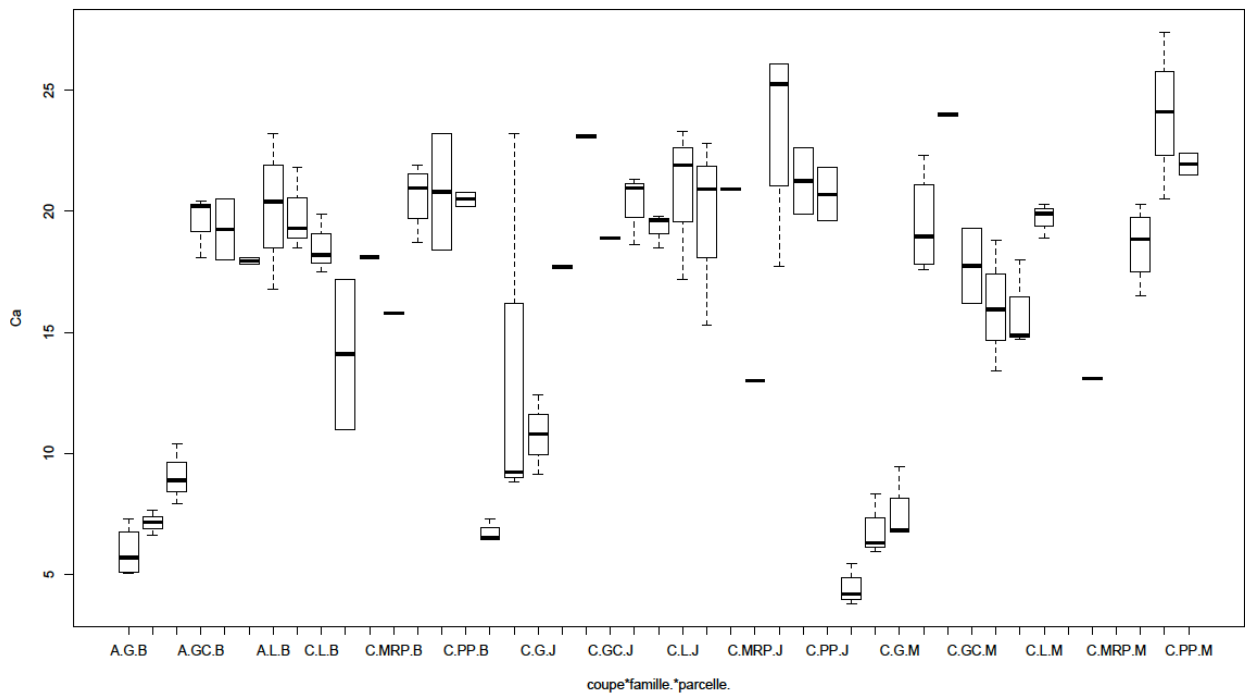


Figure B.1 : Comparaison le contenu en Ca d'espèces entre elles-mêmes et entre les coupes des prairies de Crau

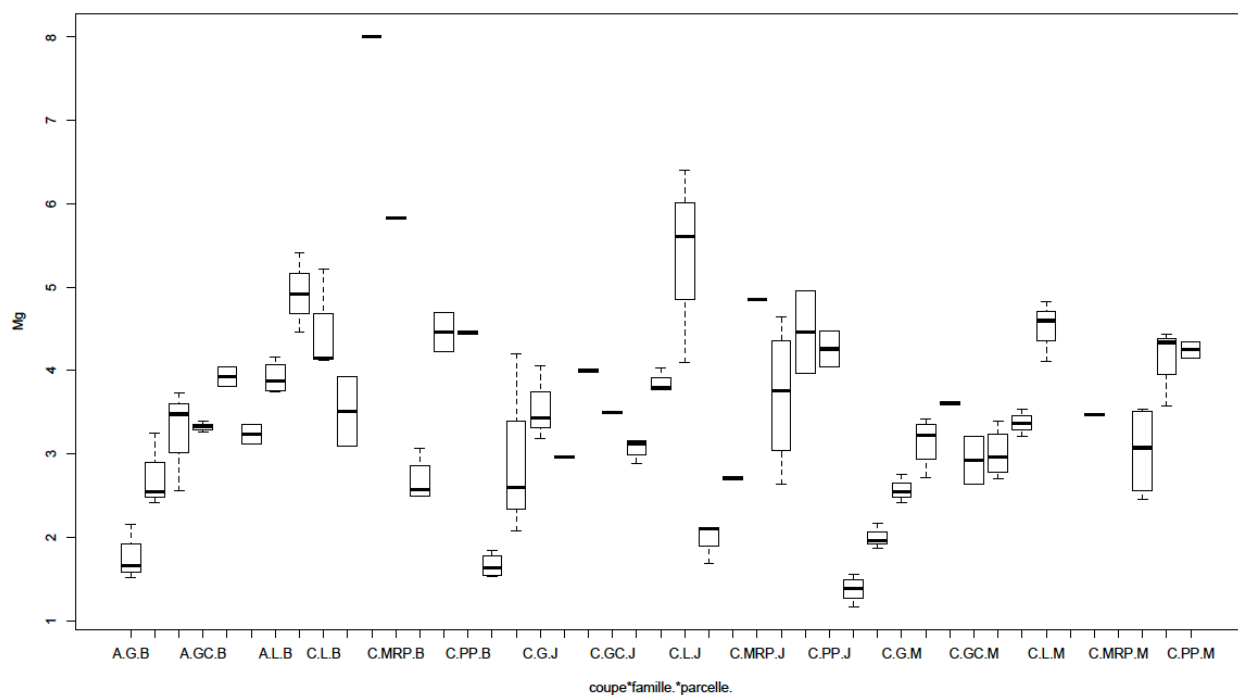


Figure B.2 : Comparaison le contenu en Mg d'espèces entre elles-mêmes et entre les coupes des prairies de Crau

2317 **B.2 L'enquête portée sur l'application de la ferti-**
2318 **lisation sur la Crau**

B.2 L'enquête portée sur l'application de la fertilisation sur la Crau 261

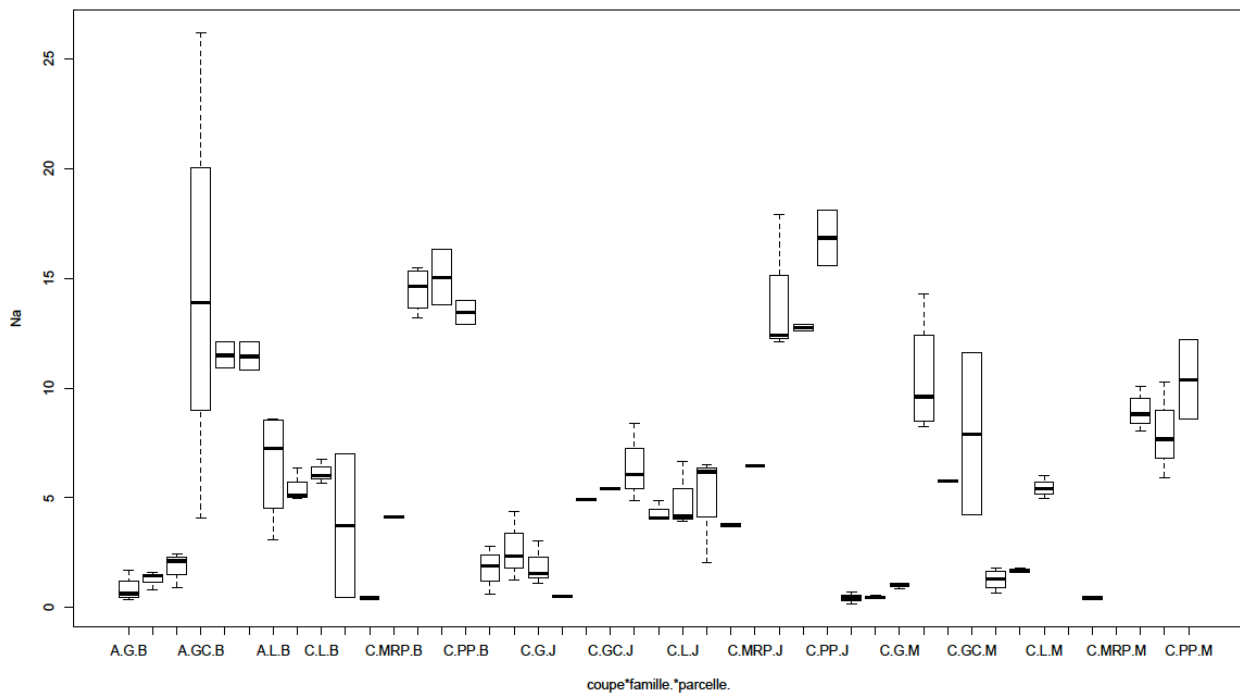


Figure B.3 : Comparaison le contenu en Na d'espèces entre elles-mêmes et entre les coupes des prairies de Crau

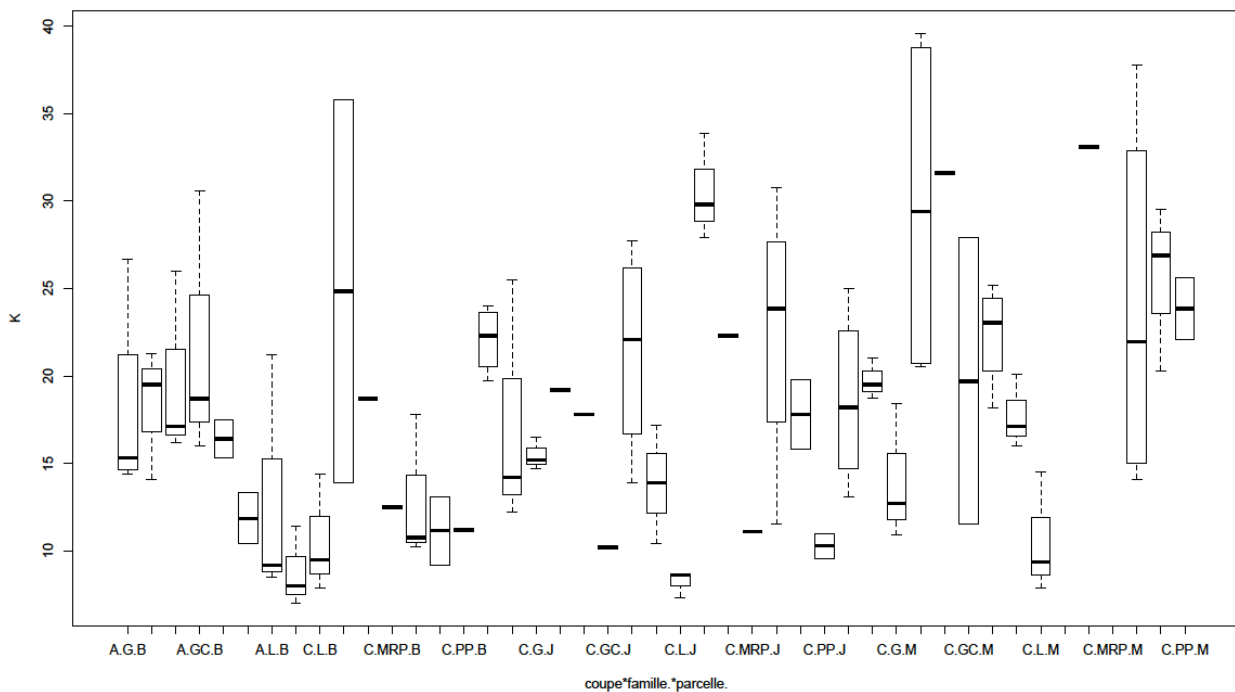


Figure B.4 : Comparaison le contenu en K d'espèces entre elles-mêmes et entre les coupes des prairies de Crau

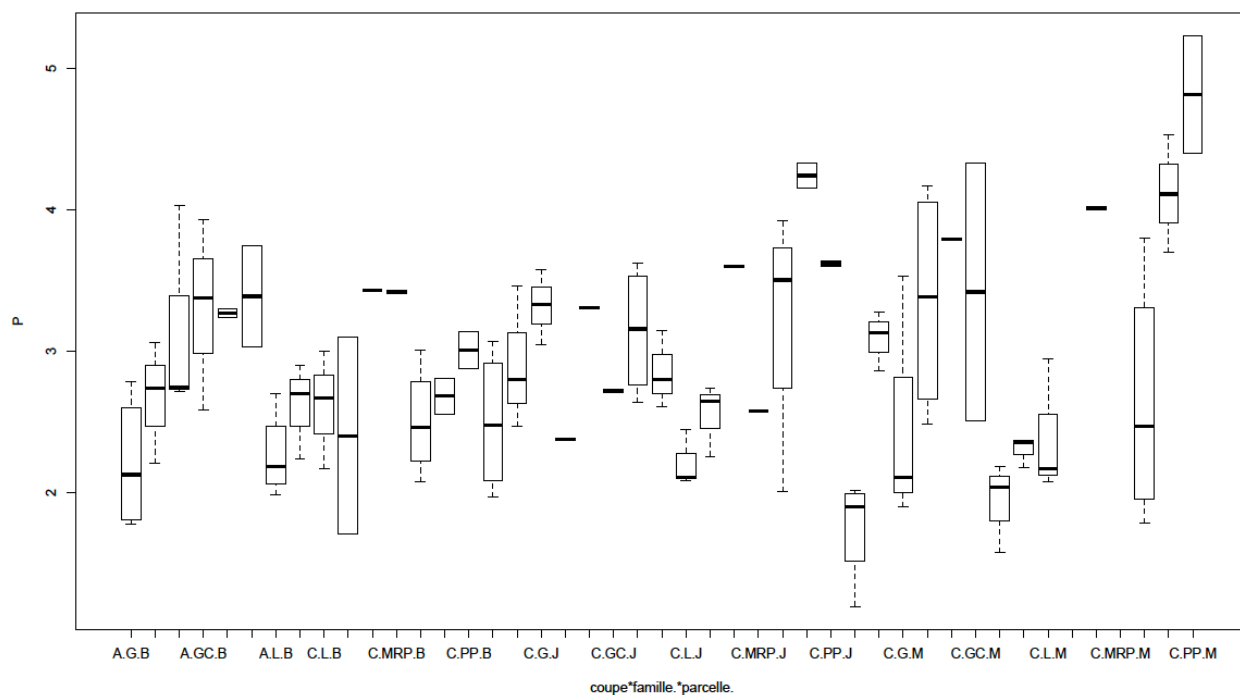


Figure B.5 : Comparaison le contenu en P d'espèces entre elles-mêmes et entre les coupes des prairies de Crau

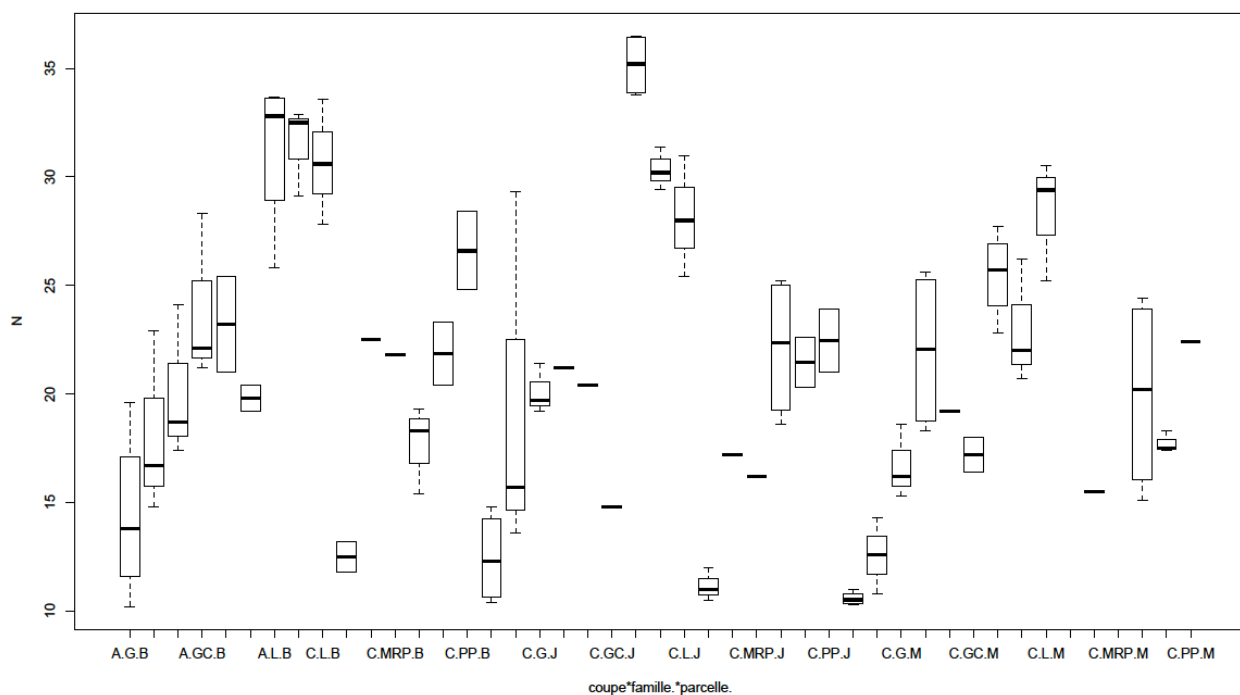


Figure B.6 : Comparaison le contenu en N d'espèces entre elles-mêmes et entre les coupes des prairies de Crau

B.2 L'enquête portée sur l'application de la fertilisation sur la Crau 263

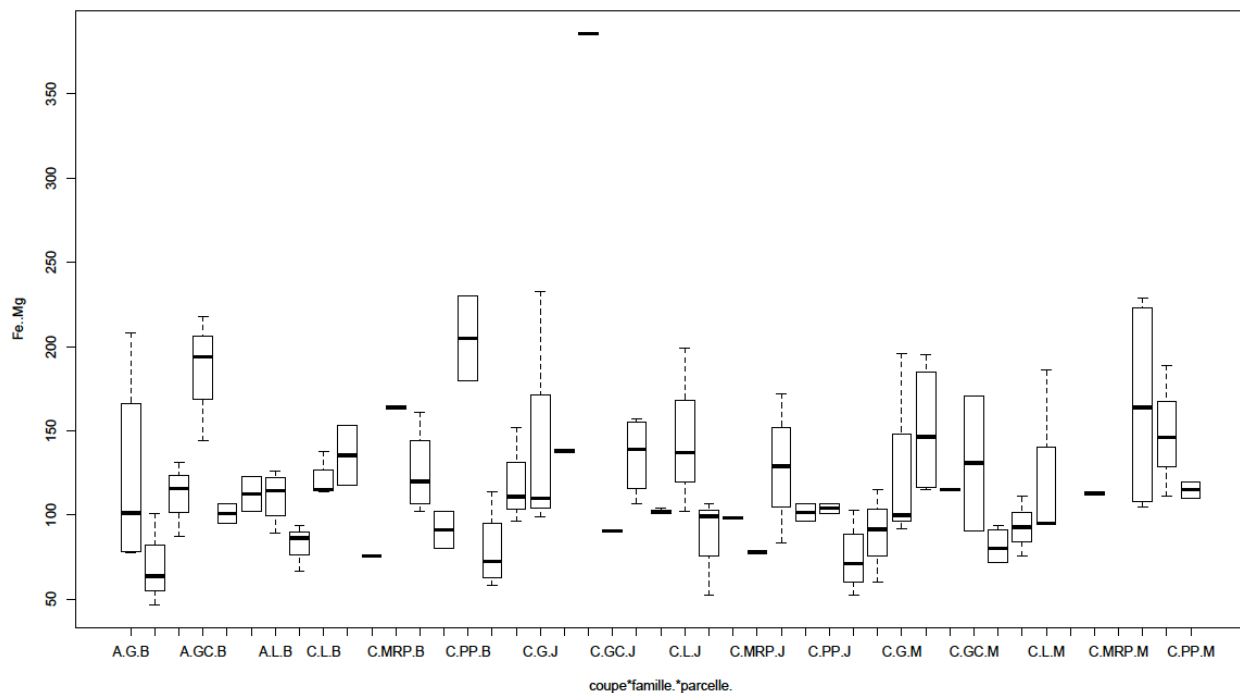


Figure B.7 : Comparaison le contenu en Fe d'espèces entre elles-mêmes et entre les coupes des prairies de Crau

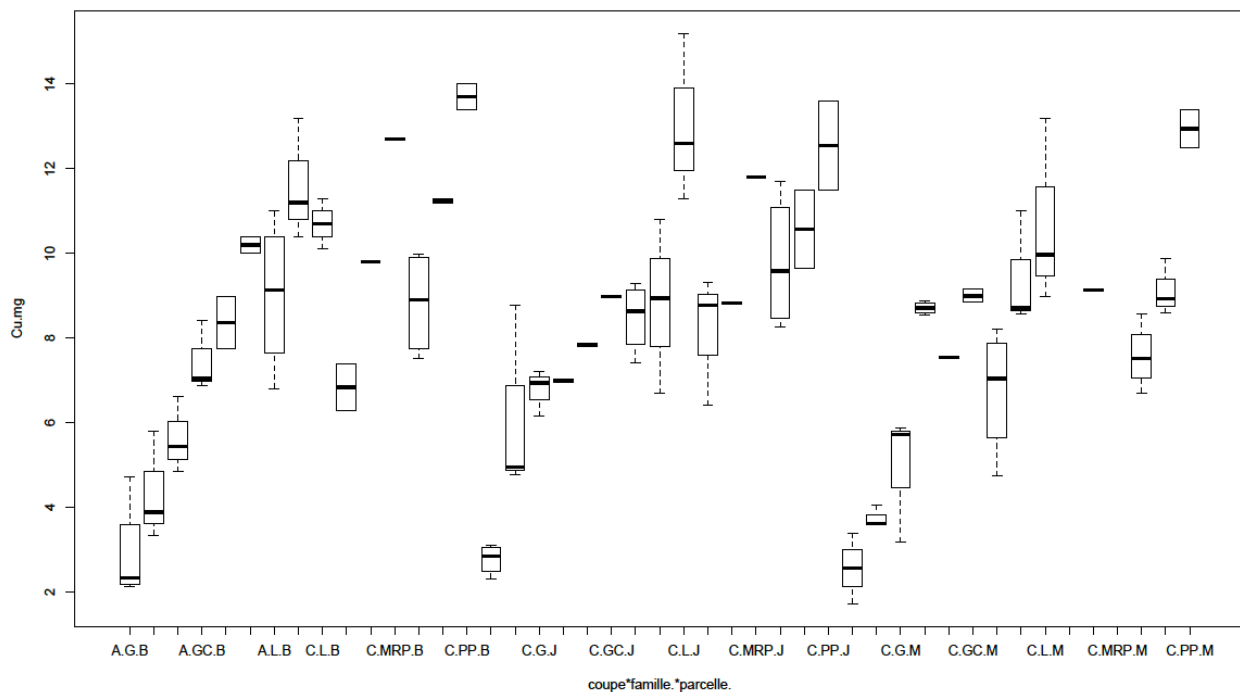


Figure B.8 : Comparaison le contenu en Cu d'espèces entre elles-mêmes et entre les coupes des prairies de Crau

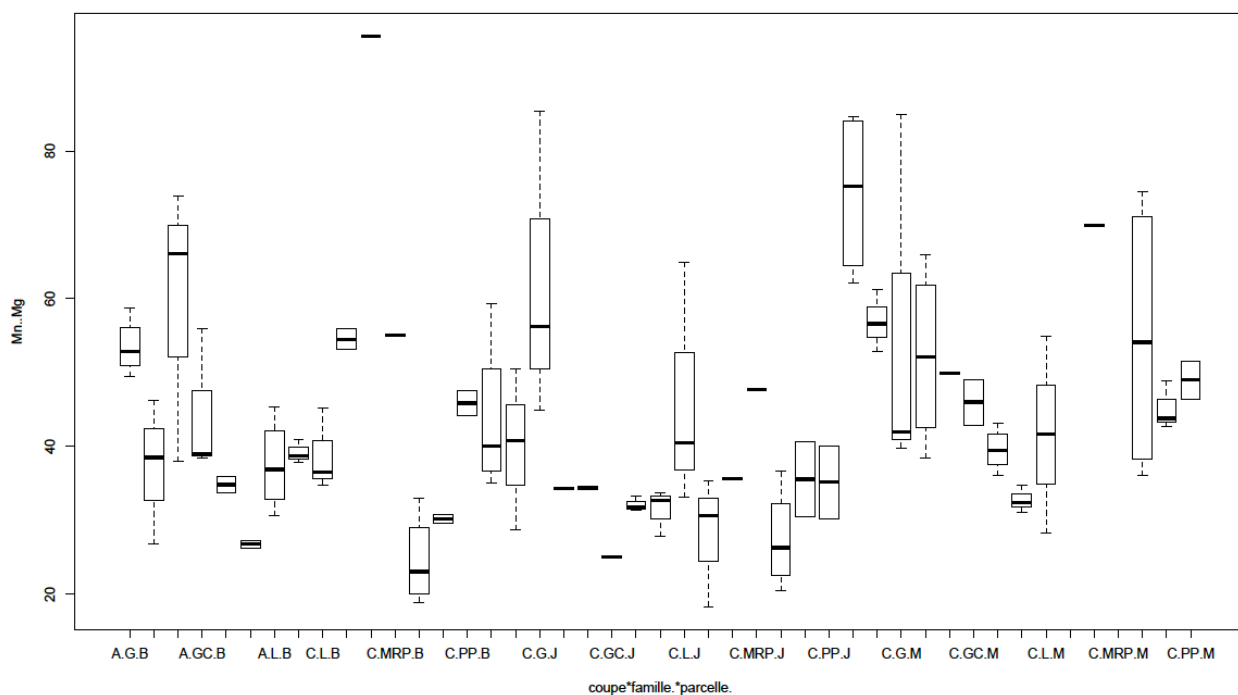


Figure B.9 : Comparaison le contenu en Mn d'espèces entre elles-mêmes et entre les coupes des prairies de Crau

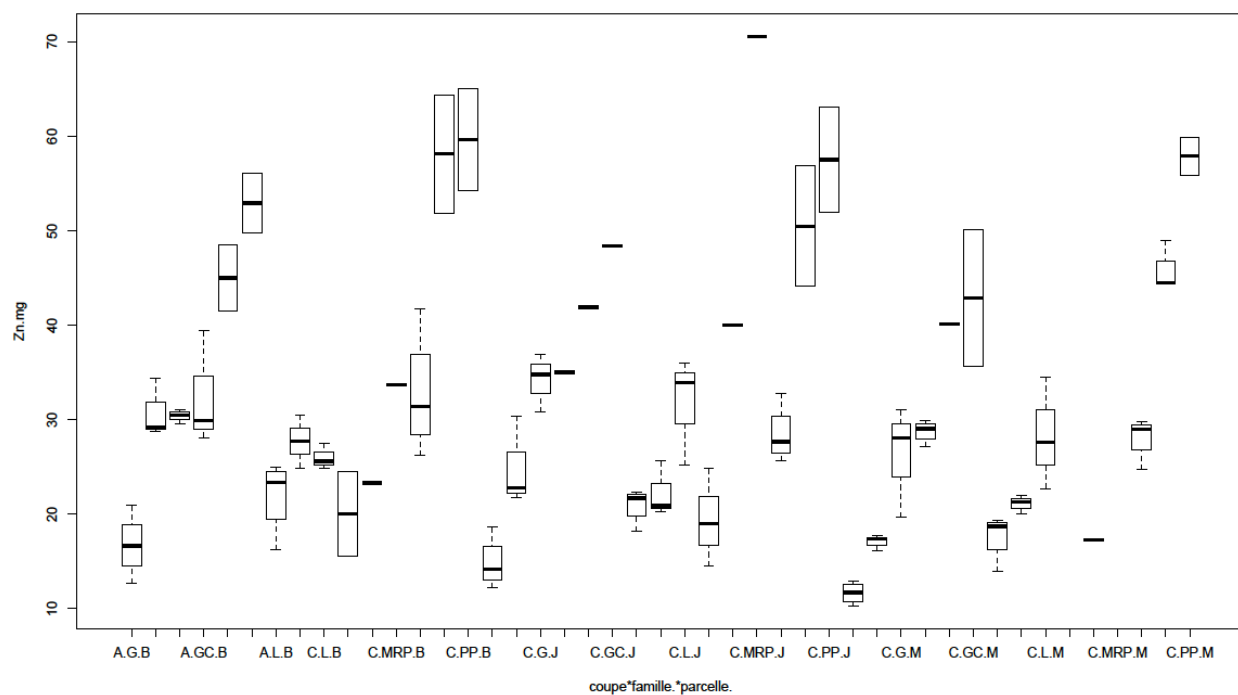


Figure B.10 : Comparaison le contenu en Zn d'espèces entre elles-mêmes et entre les coupes des prairies de Crau

B.2 L'enquête portée sur l'application de la fertilisation sur la Crau 265

Caractéristiques de la fertilisation	Oui	Non	Surface en ha, (%/Stot)	Précisions si besoin
Litière/fumier ?				<u>Quantité et période :</u>
Déjections des bêtes ?				<u>Nombre de bêtes :</u> <u>Nombre de passages :</u> <u>Période :</u> <u>Différentiel du nombre ou poids des bêtes en entrée et sortie :</u>
Engrais chimiques ?				<u>Nombre d'apports :</u> <u>Quantité(s), composition(s) et période(s) :</u> <u>Nom :</u>
Remarque :				

Figure B.11 : L'enquête porté sur l'application de la fertilisation sur la Crau

Table des figures

2320	1.1	Interactions sol / solution, d'après TERCÉ, 1998. M= cations et A=	
2321		anions	4
2322	1.2	Les flux entre différents compartiments dans un agrosystème, d'après	
2323		(BOURRIÉ et LELONG, 1990 ; BOURRIÉ et LELONG, 1994)	9
2324	2.1	La plaine de Crau	20
2325	2.2	Moyennes des distributions mensuelles des précipitations en mm et	
2326		des températures en °C	21
2327	2.3	Carte géologique du secteur au 1/250 000 ^e (source : BRGM, site	
2328		Infoterre).	23
2329	2.4	Positionnement des étapes successives de la formation de la Crau	
2330		par rapport à l'échelle temporelle géologique, d'après (WOLFF et	
2331		al., 2010).	24
2332	2.5	Les trois types de Crau.	25
2333	2.6	Carte de l'épaisseur des sols en fonction de la mise en place de	
2334		l'irrigation, d'après TROLARD et al., 2013a ; OLIOSO et al., 2013a.	26
2335	2.7	Types des sols non calcaires, d'après WOLFF et al., 2010.	26
2336	2.8	Carte hydrogéologique de la Crau, d'après SYMCRAU, 2012.	28
2337	2.9	Carte d'occupation des sols établie pour l'année 2016, d'après Sym-	
2338		Crau 2016.	29
2339	2.10	Caractéristiques du foin de Crau en fonction de la coupe, d'après	
2340		COMITÉ DU FOIN DE CRAU, 2014.	31
2341	2.11	Compartiments réactionnels dans le système	35
2342	3.1	Données d'entrée et de sortie du modèle STICS.	39
2343	3.2	La structure des données requise pour effectuer une simulation mul-	
2344		tiplée sur toute la Crau avec le modèle de culture STICS, d'après	
2345		OLIOSO et al., 2013b.	41

2346	3.3	Campagne 2014 : Cartographie des points de prélèvement de l'eau d'irrigation en Crau.	47
2347			
2348	3.4	Campagne 2015 : Cartographie des points de prélèvement de l'eau d'irrigation en Crau.	48
2349			
2350	3.5	Campagne 2015 : Cartographie de l'ensemble des points de prélèvement des eaux de surface dans le bassin versant de la Durance et en Crau.	49
2351			
2352			
2353	3.6	Méthodes de prélèvement et ou de mesures sur le terrain : à gauche lorsque le canal n'est pas accessible, on utilise un seau ; à droite les capteurs sont plongés directement dans le canal.	51
2354			
2355			
2356	3.7	La chaîne instrumentale de mesure.	54
2357			
2358	3.8	Exemple de résultats de comparaison entre les données expérimentales (points) et la droite théorique de la loi de Nernst, d'après NAWAZ et BOURRIÉ, 2012.	55
2359			
2360	3.9	Algorithme de détermination de l'alcalinité, (NAWAZ et BOURRIÉ, 2012).	56
2361			
2362	3.10	Détermination du point équivalent par extrapolation à zéro de la fonction de Gran	57
2363			
2364	3.11	Localisation des points d'échantillonnage de l'eau de la nappe en Crau	58
2365			
2366	3.12	Localisation des parcelles choisies dans les trois types de Crau pour les prélèvements de plantes.	59
2367			
2368	3.13	Les trois parcelles choisies : Paddock, Atelier et 1J.	61
2369	3.14	Échantillonnage du foin pour l'analyse de la composition floristique	63
2370	3.15	CAN-EYE	64
2371	3.16	Représentation des parcelles de foin irriguées, associées à la maille SAFRAN correspondante.	65
2372			
2373	3.17	Représentation des types de résultats en étudiant le système "eau d'irrigation - foin - fertilisation - sol - nappe"	69
2374			
2375	4.1	Composition du foin de Crau (graminées, légumineuses et les autres espèces) de trois parcelles : représentativité des différentes espèces en % du poids sec pour 2015 pour les trois coupes C1, C2 et C3.	88
2376			
2377			
2378	4.2	L'identification des minéraux est effectuée par comparaison des diffractogrammes de rayons X expérimentaux avec la base de données ICSD.	94
2379			
2380			

2381	4.3	Cycle des engrais principaux NPK dans le système prairie - élevage	
2382		ovin. Le cycle de production des ovins est réparti entre les prairies,	
2383		les coussouls et les alpages.	95
2384	5.1	Les points de prélèvements des eaux depuis le barrage de Serre-	
2385		Ponçon jusqu'à la Crau.	99
2386	5.2	La variation spatiale de l'alcalinité (mmol/L) depuis la Durance et	
2387		l'Ubaye avant le barrage de Serre-Ponçon jusqu'à la Crau. Le dernier	
2388		point à droite étiqueté « Crau » présente la moyenne de l'alcalinité	
2389		des canaux de la Crau.	99
2390	5.3	Les concentrations en Ca_2^+ le long de la Durance.	100
2391	5.4	Les points de prélèvements de la Durance avant le barrage de Serre-	
2392		Ponçon jusqu'à la Crau.	101
2393	5.5	La variation spatiale des éléments chimiques de Serre-Ponçon jus-	
2394		qu'à la Crau. La localisation des points est indiquée sur la carte	
2395		5.1.	102
2396	5.6	Variations mensuelles pour les quatre années des éléments et des	
2397		paramètres chimiques des eaux d'irrigation en Crau (partie 1). . . .	104
2398	5.7	Variations mensuelles pour les quatre années des éléments et des	
2399		paramètres chimiques des eaux d'irrigation en Crau (partie 2) . . .	105
2400	5.8	La moyenne mensuelle de la température et de la pluie sur la Crau.	105
2401	5.9	Variations mensuelles de l'alcalinité. Les mois où les différences d'al-	
2402		calinité entre 2014 et 2013 sont significatives par rapport aux autres	
2403		années sont entourés d'un cercle noir.	106
2404	5.10	Chimie de la nappe différente suivant l'occupation du sol.	107
2405	5.11	Variations mensuelles des éléments et paramètres chimiques mesu-	
2406		rés dans les eaux de la nappe sous les prairies de Crau en 2013. . .	108
2407	5.12	Représentation spatiale par le diagramme de Piper des eaux échan-	
2408		tillonnées dans le système des prairies du foin de Crau (irrigation	
2409		et nappe) en 2015.	109
2410	5.13	Diagrammes de saturation par rapport à la calcite (à gauche) et	
2411		au gypse (à droite) des eaux d'irrigation (en rouge) et des eaux	
2412		de la nappe (en bleu) en Crau. Les points situés au-dessus de la	
2413		droite d'équilibre indiquent une sursaturation des eaux, les points	
2414		en dessous une sous-saturation de eaux.	110

2415	B.1	Comparaison le contenu en Ca d'espèces entre elles-mêmes et entre	
2416		les coupes des prairies de Crau	259
2417	B.2	Comparaison le contenu en Mg d'espèces entre elles-mêmes et entre	
2418		les coupes des prairies de Crau	260
2419	B.3	Comparaison le contenu en Na d'espèces entre elles-mêmes et entre	
2420		les coupes des prairies de Crau	261
2421	B.4	Comparaison le contenu en K d'espèces entre elles-mêmes et entre	
2422		les coupes des prairies de Crau	261
2423	B.5	Comparaison le contenu en P d'espèces entre elles-mêmes et entre	
2424		les coupes des prairies de Crau	262
2425	B.6	Comparaison le contenu en N d'espèces entre elles-mêmes et entre	
2426		les coupes des prairies de Crau	262
2427	B.7	Comparaison le contenu en Fe d'espèces entre elles-mêmes et entre	
2428		les coupes des prairies de Crau	263
2429	B.8	Comparaison le contenu en Cu d'espèces entre elles-mêmes et entre	
2430		les coupes des prairies de Crau	263
2431	B.9	Comparaison le contenu en Mn d'espèces entre elles-mêmes et entre	
2432		les coupes des prairies de Crau	264
2433	B.10	Comparaison le contenu en Zn d'espèces entre elles-mêmes et entre	
2434		les coupes des prairies de Crau	264
2435	B.11	L'enquête porté sur l'application de la fertilisation sur la Crau . . .	265

Liste des tableaux

2437	3.1	Campagne 2014 : Localisation et coordonnées géographiques des points de prélèvement des eaux d'irrigation en Crau.	47
2438			
2439	3.2	Campagne 2015 : Localisation et coordonnées géographiques des points de prélèvement des eaux d'irrigation en Crau.	48
2440			
2441	3.3	Campagne 2015 : Localisation et coordonnées géographiques des points de prélèvement des eaux dans le bassin versant de la Durance.	50
2442			
2443	3.4	Les parcelles choisies pour suivre la composition floristique sur la Crau	60
2444			
2445	3.5	La composition de référence du foin de Crau AOP donnée par le comité de foin de Crau	62
2446			
2447	4.1	Composition du foin de Crau de trois parcelles : représentativité des différentes espèces en % du poids sec pour 2015.	89
2448			
2449	4.2	Test Anova pour étudier les différences entre coupe, famille, parcelle, et leurs croisements	90
2450			
2451	4.3	Comparaison entre les analyses chimiques des espèces suivant les trois coupes	91
2452			
2453	4.4	Synthèse des enquêtes sur la Crau	92
2454	4.5	Résultats de l'analyse minéralogique qualitative faite sur les échantillons globaux d'engrais	93
2455			
2456	5.1	Comparaisons annuelles multiples de chaque mesure des eaux d'irrigation de la Crau, * = valeur significative d'après le test de Tukey.	
2457			
2458		103

2459 Résumé

2460 Une nouvelle méthodologie fondée sur l'interfaçage de la géochimie et de la bio-
2461 logie a été utilisée pour étudier la durabilité d'un système d'agriculture irriguée face
2462 aux changements globaux (climat et urbanisation).

2463 L'étude de sa durabilité nécessite une vision dynamique spatio-temporelle de
2464 l'évolution d'un agrosystème irrigué, ici le système « irrigation – prairie (plante)
2465 – sol – nappe ». Pour cela, deux démarches sont utilisées : l'étude de terrain et la
2466 modélisation. L'étude de terrain comprend des suivis temporels et spatiaux de la
2467 qualité des eaux de surface, de la nappe phréatique et de la qualité du foin des
2468 prairies. La modélisation consiste en un modèle biogéochimique prenant en compte
2469 l'ensemble des compartiments réactionnels du système. Le fil directeur est constitué
2470 par les mécanismes d'acquisition de la composition chimique de l'eau lors de son
2471 transfert dans le sol depuis eau d'irrigation jusqu'à l'eau de nappe. Ces mécanismes
2472 sont étudiés du double point de vue de leurs bilans géochimiques et des réactions
2473 sol / solution.

2474 L'acquisition de données porte ainsi sur : (1) la composition chimique des eaux
2475 d'irrigation et des eaux souterraines de la nappe ; (2) la minéralogie des sols ; (3)
2476 la nature des engrais apportés ; (4) la quantité des éléments chimiques prélevés et
2477 exportés par les plantes. Le modèle biogéochimique consiste à interfacer le modèle
2478 de culture STICS et le modèle de géochimie PHREEQC. Ce modèle est capable de
2479 rendre compte de l'évolution des eaux lors de leur parcours dans le sol et de mettre
2480 en évidence les processus majeurs qui déterminent la qualité de l'eau ; en sortie, il
2481 permet d'établir des indicateurs géochimiques pertinents pour la gestion du système.

2482 Cette méthode est appliquée aux prairies irriguées en la Crau, au Sud de France.
2483 Le système d'irrigation gravitaire par les eaux de la Durance depuis le 16^e siècle sur
2484 la Crau a construit un système agricole durable en amenant des alluvions sur les
2485 terres irriguées, sur lequel poussent les prairies (le foin de Crau (AOP)). De plus cette
2486 irrigation participe à plus de 70% au renouvellement des eaux de la nappe phréatique.
2487 L'analyse des données sur une longue durée (1960-2013), l'acquisition de données
2488 récentes et la modélisation montrent l'originalité et la durabilité de cet agrosystème
2489 irrigué et sa résilience face à une augmentation de température de 2 °C, tant en ce
2490 qui concerne les rendements que la qualité du foin. Cependant dans la perspective
2491 des changements globaux, les prévisions tablent sur une disponibilité en eau pour
2492 l'irrigation en diminution, de plus des changements d'occupation du sol (10% de la

2493 surface totale), avec une réduction des prairies irriguées. Ceci risque de remettre en
2494 cause la durabilité de l'agrosystème irrigué et partant l'approvisionnement en eau
2495 à partir de la nappe de toute l'économie locale (300 000 habitants, les industries
2496 lourdes du site de Fos-sur-Mer).

2497 **Mots-clé :**

2498 Changement globaux, Modélisation biogéochimique, Bilan minéraux, Analyse
2499 série temporelle, Prairies, Irrigation

Abstract

2500

2501 A new methodology based on geochemistry and biology interfacing to study
2502 the sustainability of an irrigated agriculture system in the face of global changes
2503 (climate and urban sprawl). It requires construction of a spatio-temporal view of
2504 the "irrigation - meadow (plant) - soil - groundwater" system evolution. Thereby
2505 two approaches are used : the field study and the modeling. The field study includes
2506 temporal and spatial survey of waters quality, plant quality and used fertilizers.
2507 The modeling consists of a biogeochemical model taking into account all the factors
2508 reaction of the system. The main theme is the mechanisms of acquiring the chemical
2509 composition of water during its transfer the soil horizon from irrigation water to
2510 groundwater. These mechanisms are studied from the double point of view of their
2511 geochemical balances and soil / solution reactions.

2512 The data acquisition thus relates to : (1) the chemical composition of irrigation
2513 water and groundwater ; (2) the soil mineralogy ; (3) the nature of the provided
2514 fertilizer ; (4) quantity of chemical elements uptaken by plants. The biogeochemical
2515 model consists in interfacing the crop model (STICS) and the geochemical model
2516 (PHREEQC). This model is able to perform the chemical evolution of waters during
2517 their pathway in the soil and to highlight the major processes that determine the
2518 water quality ; in output, it makes it possible to establish geochemical indicators
2519 relevant to the system management.

2520 The Crau is chosen as a demo area, South France, its grassland production is
2521 based on surface irrigation via channels withdrawn from the Durance River. Irriga-
2522 tion water is rich in minerals and trace elements thanks to alluvium brought, on
2523 which produce high quality hay that is regulated under appellation control since
2524 1997. Additionally, this irrigation recharge the aquifer by 70% But it is threatened
2525 by global changes, which ultimately risks to compromising the sustainability of the
2526 irrigated grassland system. Data analysis over a long term (1960-2013), the acqui-
2527 sition of recent data and modeling show the originality and durability of this irrigated
2528 agrosystem and Its resilience to an increase in temperature by about 2 °C, both in
2529 terms of yields and hay quality. However, according to future scenarios, declining
2530 of irrigation water is forecasted, and changes in land use by 10% of the total area,
2531 with a reduction in irrigated grassland areas. This may jeopardize the sustainability
2532 of the the irrigated agrosystem and thus the water supply for local use (300 000

2533 inhabitants, the heavy industries of the Fos-sur-Mer site).

2534 **Keywords :**

2535 Irrigation, Grasslands, Global change, Biogeochemical modeling, Long-term ana-
2536 lyses, Mineral balance