



HAL
open science

**Transfert des polluants dans les hydrosystèmes : Actes
des sixièmes journées du Diplôme d'études approfondies
Sciences et techniques de l'environnement, organisées les
11 et 12 mai 1995 à Créteil et Paris**

Christian Le Coz, Bruno Tassin, Daniel R. Thevenot

► **To cite this version:**

Christian Le Coz, Bruno Tassin, Daniel R. Thevenot (Dir.). Transfert des polluants dans les hydrosystèmes : Actes des sixièmes journées du Diplôme d'études approfondies Sciences et techniques de l'environnement, organisées les 11 et 12 mai 1995 à Créteil et Paris. Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, pp.139, 1996, 978-2-85978-255-9. hal-01180074

HAL Id: hal-01180074

<https://hal.science/hal-01180074v1>

Submitted on 27 Jul 2015

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.

Sous la direction de Christian LE COZ,
Bruno TASSIN et Daniel THÉVENOT

TRANSFERT DES POLLUANTS DANS LES HYDROSYSTÈMES

UNIVERSITÉ
PARIS
VAL de
MARNE



ÉCOLE NATIONALE DU GENIE RURAL, DES EAUX ET DES FORETS
GREF

Presses de l'école nationale des
Ponts et chaussées

Chez le même éditeur

Gestion des eaux

sous la direction de F. VALIRON

- Principes, moyens, structures (2^e éd., 1990)
- Alimentation en eau et assainissement (2^e 1989)
- Automatisation, informatisation, télégestion (1988)
- Coût et prix de l'alimentation en eau et de l'assainissement (1991)

L'eau dans la ville (1995)

sous la direction de C. LELONG et J.-C. DEUTSCH

Gestion intégrée des milieux aquatiques (1994)

sous la direction de Ch. LE COZ

La ville et le génie de l'environnement (1993)

sous la direction de B. BARRAQUÉ

Rejets urbains par temps de pluie : pollutions et nuisances (1993)

sous la direction de B. TASSIN et D. THÉVENOT

La politique de l'eau en France (1990)

sous la direction de F. VALIRON

La gestion de l'eau (1990)

Actes de colloque

L'industrie de l'eau dans le monde (1988)

par D. DROUET

Coût et prix de l'eau en ville (1988)

Actes de colloque

Eau et informatique (1986)

Actes de colloque

Évacuation des eaux pluviales urbaines (1978)

sous la direction de P. FOUQUET et C. COSTE



Le code de la propriété intellectuelle du 1^{er} juillet 1992 interdit expressément la photocopie à usage collectif sans autorisation des ayants droit. Or, cette pratique s'est généralisée, notamment dans l'enseignement, provoquant une baisse brutale des achats de livres, au point que la possibilité même pour les auteurs de créer des œuvres nouvelles et de les faire éditer correctement est aujourd'hui menacée.

En application de la loi du 11 mars 1957, il est interdit de reproduire intégralement ou partiellement le présent ouvrage, sur quelque support que ce soit, sans autorisation de l'auteur, de son éditeur ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC, 3, rue Hautefeuille, 75006 Paris).

© 1996

ISBN 2-85978-255-9

Presses de l'école nationale des
Ponts et chaussées

49, rue de l'Université
75007 Paris

SOMMAIRE

Avant-propos.....	7
-------------------	---

PRODUCTION ET TRANSFERT DES POLLUANTS DANS LES BASSINS VERSANTS RURAUX

Différents types de transfert du sol vers les hydrosystèmes : dissous ou particulaire, latéral ou vertical.....	13
M. ROBERT	
Influence du ruissellement et de l'érosion sur la pollution des eaux. Cas d'un bassin versant élémentaire du pays de Caux.....	27
Y. LE BISSONNAIS, V. MOREL	
Transfert du cuivre dans les sols des vignobles.....	39
L. M. FLORES VELEZ, M. ROBERT, J. DUCAROIR, F. ELSASS	
Étude de la pollution diffuse d'origine agricole sur le site du Grand Morin.....	47
N. FAUCHON	
Transfert de nitrates sur un grand bassin versant.....	53
G. MANTILLA MORALES	
Le phosphore dans les sols et dans les milieux aquatiques.....	67
C. RODIER	
Fonctionnement des bassins versants et transfert de phosphore vers les lacs et les plans d'eau : le cas des bassins lémaniques et sa portée générale.....	73
J.-M. DORIOZ	

PRODUCTION ET TRANSFERT DES POLLUANTS DANS LES MILIEUX URBAINS

Cycle des métaux en milieu urbain : transport des métaux particulaires.....	85
A. ESTÈBE, A.-L. BUSSY, J.-M. MOUCHEL, D. R. THÉVENOT	
Assainissement collectif ou autonome, les raisons d'un choix.....	97
J.-C. DEUTSCH	
Quelles stratégies pour limiter les transferts de pollution des rejets urbains par temps de pluie ?.....	103
E. FLORET-MIGUET	
Marne pollution zéro, une nouvelle génération de programme d'action.....	115
D. LEGUY	

UTILISATION DE LA MODÉLISATION COMME OUTIL DE GESTION À L'ÉCHELLE D'UN GRAND BASSIN VERSANT

Transfert et métabolisme de l'azote et du phosphore dans l'hydrosystème Seine.....	121
G. BILLEN, J. GARNIER	

Avant propos

Pendant longtemps l'organisation et la gestion des écoulements des eaux superficielles a été l'unique fait des ingénieurs. La Seine, le Rhône, la plupart des cours d'eau français sont autant de témoignages de cette activité foisonnante visant à protéger les agglomérations des crues, à rendre les cours d'eau navigables. Les réflexions de Belgrand ont préfiguré l'aménagement du bassin amont de la Seine pour protéger la capitale des crues. A sa création, la Compagnie Nationale du Rhône avait pour mission de dompter l'énergie tumultueuse du Rhône pour produire de l'énergie et permettre la navigation. Ces réalisations sont assises sur une vision très orientée du fonctionnement des rivières considérées presque exclusivement comme des réseaux de drainage et donc relevant de la seule hydraulique à surface libre, avec quelques extensions du côté du transport solide.

De la même manière les bassins versants ont longtemps été considérés comme des supports à une agriculture que l'on souhaitait toujours plus productive et par conséquent intensive. Ainsi, l'administration du Ministère de l'Agriculture a, avant la seconde guerre mondiale publié et fait distribuer des sortes de bandes dessinées montrant la transformation du petit village de « Fouilly-les-morcelés » en « Remembreville », et tout le bonheur qui en découlait. Plus récemment et de manière moins caricaturale, dans sa revue, et à propos de l'aménagement du territoire, le Ministère de l'Équipement mentionnait parmi les acquis économiques de la construction de l'autoroute A63 des opérations de remembrement. Si les aspects positifs de ces aménagements ont été dès le début clairement envisagés, on connaît aujourd'hui assez précisément leur conséquences négatives.

Il est indéniable que les ingénieurs, en tant qu'agent de la réalisation du projet de société, ont une part de responsabilité prépondérante dans cet état de fait, mais il est sans doute un peu excessif de leur en faire porter l'intégralité. On peut aussi s'interroger sur les causes de la lenteur du progrès des connaissances dans le domaine de l'écologie des rivières et du peu d'intérêt affiché par les scientifiques pour l'application de leurs connaissances des milieux à leur gestion.

Les évolutions des mentalités traduites dans le domaine de l'eau par les lois de 1964 et 1992 ont permis l'établissement d'une dynamique visant à modifier ce point de vue monoculturel de l'ingénieur, en affirmant tout d'abord la notion de bassin, rompant ainsi avec l'ancienne conception des cours d'eau, puis en reconnaissant l'importance de la qualité du milieu parallèlement à ses usages potentiels, et en instituant les schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE), au caractère multi-objectif par essence.

Ces évolutions dans l'appréhension de la gestion des eaux peuvent aussi apparaître comme la conséquence de révolutions beaucoup plus profondes dans l'approche globale du fonctionnement des systèmes bassins - versant cours d'eau, et qui se sont traduites par l'émergence à la fin des années 80 de la notion d'hydrosystèmes.

Cet ouvrage qui regroupe les textes des communications exposées aux 6^{èmes} journées du DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, contribue à faire le point sur ces évolutions, à la fois sur le plan des connaissances et sur celui de la gestion, plus spécifiquement dans le domaine de l'origine et du transfert des polluants.

Il aborde successivement trois grands thèmes :

- la production et le transfert des polluants dans les bassins ruraux (micro-polluants et nutriments).

Après un rappel de l'importance du milieu sol dans l'environnement et dans le contrôle des flux des polluants (M. Robert), le texte de J.M. Le Bissonais propose une analyse des processus provoquant sur certains terrains, en période de pluie, une érosion particulièrement intense. Il introduit, compte tenu des interactions entre les différents polluants et les particules, le texte de L. Flores Velez, qui, sur les cas des sols de vignobles particulièrement riches en cuivre, présente les mécanismes de mobilisation et de transfert de ce type de polluant. Un autre type de micro-polluants, les herbicides est abordé au travers du texte de N. Fauchon qui se place non plus sous l'angle de la production des polluants mais sous l'angle de l'utilisation de la ressource en eau, et des difficultés de la production d'eau potable, à partir d'eau fortement chargées en micro-polluants organiques divers.

En ce qui concerne les nutriments, il importe de séparer le cas de l'azote et du phosphore, compte tenu des grandes différences de comportement chimique dans le milieu naturel de ces deux éléments. L'azote est abordé au travers le texte de G. Mantilla Morales qui présente une quantification au travers de l'étude d'un grand bassin versant : celui de la Charente.

Pour ce qui concerne le phosphore, C. Rodier nous présente, au niveau des sols, les mécanismes d'échanges entre les phosphates et les particules solides, dans les sols et les sédiments de rivières, et J.M. Dorioz, étend au cas du bassin lémanique ces mécanismes en précisant le rôle des processus hydrologiques (crues, étiages) sur les transferts de phosphore.

- la production et le transfert des polluants dans les milieux urbains

Aujourd'hui, 80% de la population française vit en milieu urbain. La question de la place des sites urbanisés dans la production de polluants dans les hydrosystèmes est donc fondamentale. Quatre communications permettent d'éclairer le sujet.

La première constitue le pendant, pour les bassins versant urbains, de l'étude des micro-polluants sur les bassins-versants ruraux. En proposant une représentation conceptuelle du cycle des métaux en ville, A. Estèbe donne au gestionnaire des moyens de décisions.

Les trois autres communications lancent des pistes de réflexions sur la gestion des flux de polluants en milieu urbain :

- ♦ J.C. Deutsch, au travers de l'analyse des conséquences de choix effectués au début du siècle lors de l'explosion du développement urbain ;
- ♦ E. Floret-Miguet au travers d'une analyse des méthodes de gestion envisageables pour limiter l'impact des rejets urbains par temps de pluie ;
- ♦ D. Leguy au travers de l'analyse du programme « Marne Pollution Zéro ». Cette opération lancée avant la loi sur l'eau de 1992, anticipait sur une nécessité de gestion intégrée de l'eau à l'échelle du bassin versant. Les méthodes mises en oeuvre, et les suites nécessaires sont autant d'éléments à intégrer dans la réflexion sur la mise en oeuvre des SAGE.

- l'utilisation de la modélisation comme outil de gestion, à l'échelle d'un grand bassin versant.

Dans son texte G. Billen montre les possibilités offertes par la modélisation dans l'aide à la gestion des eaux. L'outil mis en oeuvre qui va des cours d'eau les plus à l'amont du bassin versant au fleuve côtier s'écoulant en Manche et dans la mer du Nord le long des côtes françaises, belges et néerlandaises, s'inscrit en rupture des travaux de modélisation entrepris jusqu'alors. Il permet de comparer différentes politiques de réduction des flux d'azote et de phosphore, et dont certaines, qui participent de ce que l'on appelle aujourd'hui l'artificialisation de la nature - ou l'aide à la nature - et sont particulièrement innovantes.

Nous tenons à remercier l'Université Paris-XII-Val-de-Marne, l'Ecole nationale des ponts et chaussées, l'Ecole nationale du génie rural des eaux et des forêts et l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, pour leur soutien, qui a permis la réalisation de ces journées et l'édition du présent document.

Paris, le 19 Novembre 1995

Le comité d'organisation des journées du DEA STE

C. Le Coz B. Tassin D. Thévenot

**PRODUCTION ET TRANSFERT
DES POLLUANTS
DANS LES BASSINS VERSANTS
RURAUX**

DIFFÉRENTS TYPES DE TRANSFERT DU SOL VERS LES HYDROSYSTÈMES : DISSOUS OU PARTICULAIRE, LATÉRAL OU VERTICAL

Michel ROBERT

I.N.R.A. - Unité de Science du Sol - I.N.R.A. - Versailles

S.R.A.E. - Ministère de l'Environnement - Paris

Résumé

Le sol représente une interface entre les différents milieux et il est un lieu de transfert de particules et de polluants vers les hydrosystèmes. C'est un lieu très réactif au plan biologique (présence des êtres vivants) et physicochimique par l'intervention de constituants spécifiques ayant des propriétés colloïdales.

Le type de transfert (dissous ou particulaire) dépend du type de polluant et de sa réaction avec les constituants du sol ; sont envisagés successivement le cas des nitrates (peu réactifs donc présents à l'état dissous) et des phosphates (très réactifs fixés sur les particules). Le cas des pesticides montre une grande variété de comportements; celui des cations est lui aussi très variable avec la possibilité de liaison électrostatique faible, ou de liaison chimique spécifique forte avec les surfaces .

Le transfert vertical peut être plus ou moins rapide en fonction de la perméabilité du sol. Les études récentes privilégient le rôle du transfert rapide, préférentiel, s'effectuant par la macroporosité ou les fissures qui assure le transport des polluants vers les nappes. Le transfert latéral a lieu dès que l'infiltration de l'eau est insuffisante : il se traduit par le ruissellement, l'érosion qui peut être soit liée à la pente, soit à l'imperméabilisation de la surface (érosion diffuse). Les transferts verticaux, de même que le ruissellement et l'érosion (composés dissous + particules) jouent un rôle déterminant dans la pollution des eaux souterraines ou superficielles dans les zones agricoles.

1 Introduction : le sol, une interface réactive dans l'environnement

Le sol représente une interface entre la lithosphère dont il est la partie la plus surferficielle, l'atmosphère, la biosphère, les activités humaines et l'hydrosphère (eaux superficielles ou de nappes) (figure 1) Robert 1994. Le rôle du sol vis à vis des polluants est complexe : il peut représenter "une source ou un puits", un lieu de dégradation ou de simple transfert. Le rôle du sol comme réacteur biologique ne sera pas traité (Robert 1992, Robert et al 1994) ; par contre nous évoquerons brièvement la présence de constituants spécifiques, que l'on peut dénommer colloïdes : argiles, composés organiques, oxydes et hydroxydes de fer ou d'aluminium, qui expliquent les propriétés physicochimiques du sol.

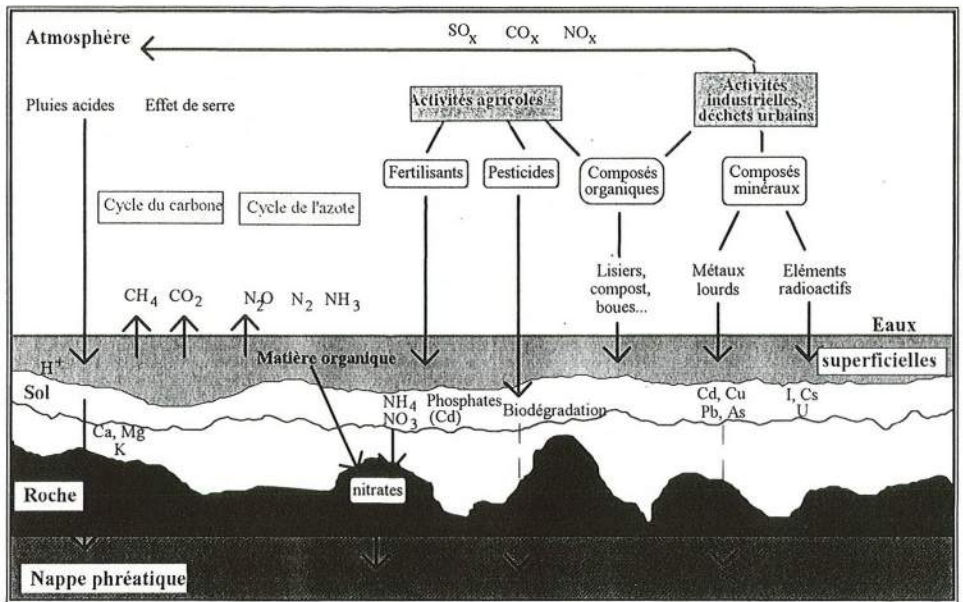


Figure 1 : Le sol une interface dans l'environnement (Robert 1992-1995).

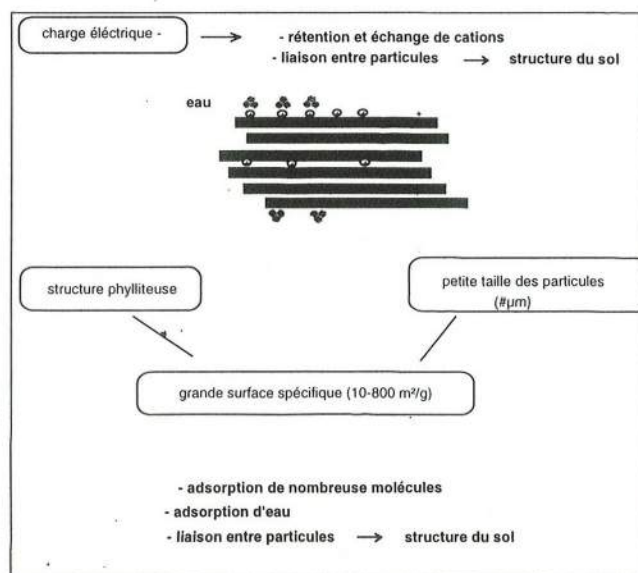


Figure 2 : Structure des argiles phyllosilicatées

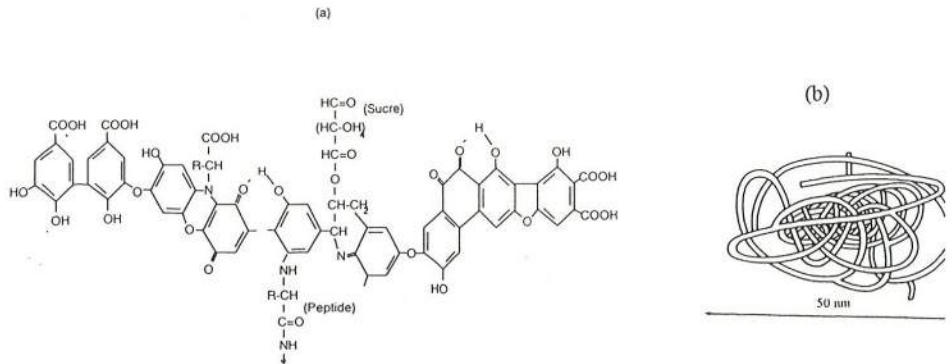


Figure 3 — Modèle de structure d'un composé humique: a) unité de fibre (structure primaire) ; b) représentation du colloïde "en pelote" (structure tertiaire) (d'après Oades 1989).

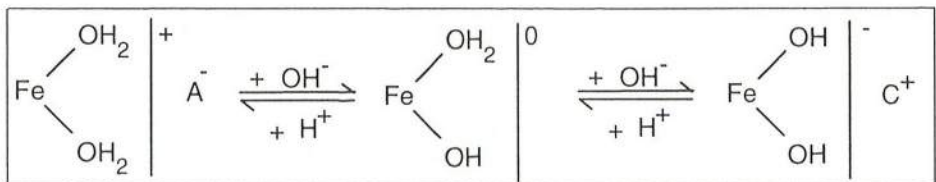


Figure 4 — Comportement des minéraux à charge variable en fonction du pH.

Les argiles des sols sont constituées de particules de petite taille (μm) ayant une structure phylliteuse : elles ont donc une grande surface spécifique (10 à 800 m^2/g) ; les argiles les plus fréquentes dans les sols des régions tempérées ont une charge électrique généralement négative, ce qui explique la rétention et l'échange des cations (figure 2)

Les composés organiques spécifiques des sols (acides fulviques, humiques, humine) ont une structure complexe (figure 3), dont la structure primaire comprend des radicaux COOH ou OH dissociables qui là encore sont la source de charges négatives capables de retenir les cations

Les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium et certains phyllosilicates neutres (kaolinites) ont pour leur part des charges variables avec le pH (figure 4) : positives au-dessous du ZPC (point de charge nulle), négatives au dessus. Les conditions de pH réalisées dans les sols font que le plus souvent ces constituants ont une charge positive.

Les solutions qui vont traverser le sol vont donc réagir avec les différents constituants du sol et les réactions seront dépendantes de la nature des surfaces des constituants que vous venons de présenter, mais aussi de la nature des composés présents dans la solution.

2 Le type de transfert (dissous ou particulaire)

2.1 Le cas des principaux anions

Les nitrates et les chlorures anions les plus fréquents dans les sols sont généralement tous très solubles et à l'état dissocié (NO_3^- , Cl^-) ; ils sont considérés comme "inactifs" vis à vis des surfaces. Ces propriétés expliquent leur transfert aisé à l'état dissous soit vertical, soit latéral.

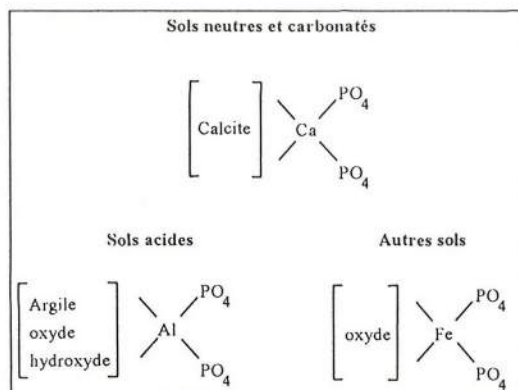


Figure 5 — Phénomènes de fixation du phosphore sur différents constituants du sol.

(figure 5). On doit noter cependant que la formation d'espèces organiques solubles est possible. L'Arsenic qui existe sous forme d'anions a un comportement proche de celui des phosphates.

Les sulfates donnent des composés peu solubles par exemple $\text{SO}_4 \text{Ca} \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$ ou gypse dont la solubilité est voisine du gramme par litre et SO_4 est encore un anion peu réactif. Les anions phosphates sont au contraire très actifs et vont réagir avec les surfaces chargées positivement, donner des réactions chimiques spécifiques (complexes de surface) ou former des composés insolubles (ex : phosphates de calcium, fer, aluminium) (figure 5). Les phosphates appartiennent donc majoritairement à la phase solide et seront transférés sous forme particulaire

2.2 Le cas des cations

La figure 6 représente la "couche diffuse" de cations ou anions qui se forme à proximité immédiate des surfaces des minéraux argileux. Cette surface étant chargée négativement on peut noter que d'une manière générale la concentration en cations augmente quand on se rapproche de la surface et celle des anions diminue. Les cations vont donc être adsorbés par des liaisons physiques électrostatiques (de type coulombienne). Plus les cations sont chargés plus ils sont retenus par les surfaces avec l'ordre $\text{Al}^{3+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+$. Dans le cas du calcium la formation de carbonate de calcium insoluble ou de bicarbonate soluble vient également réguler les quantités en solution en fonction des teneurs en CO_2 (qui sont présentes généralement à des concentrations 100 à 1000 fois plus élevées dans les sols que dans l'atmosphère). Dans le cas du potassium et de l'ammonium d'autres types de liaisons beaucoup plus fortes peuvent intervenir qui font que contrairement à l'ordre donné ci-dessus, ils sont peu présents en solution. Ils ont en effet le même rayon que la cavité hexagonale délimitée entre les feuillets des argiles par deux couches tétraédriques ; ils sont donc très énergiquement fixés par les phyllosilicates (figure 7) et le césium (par exemple le radionucléide ^{136}Cs) subit le même sort.

Les éléments traces minéraux présents dans les sols, qui peuvent avoir des propriétés toxiques, sont généralement en faible quantité. Ceux qui forment des espèces cationiques (en particulier les métaux lourds), peuvent être fixés par les charges négatives des constituants des sols, mais ils peuvent également former des liaisons spécifiques avec les surfaces minérales (oxydes - hydroxydes) ou avec la matière organique. Ils vont également

donner des composés insolubles notamment les sulfures dans les milieux anaérobies et des carbonates ou hydroxydes en fonction des conditions de pH (pH neutre à alcalin) en milieu aéré. Les conditions acides et parfois les milieux réducteurs sont donc favorables à la mobilisation des éléments traces.

2.3 Le cas des pesticides

Sous cette appellation on regroupe tous les composés phytosanitaires utilisés pour protéger les cultures contre les parasites (insecticides, fongicides ...) ou contre les plantes en concurrence pour leur croissance (herbicides). Il existe des milliers de molécules de structure complexe donnant lieu à des comportements très différents dans les sols. Les composés anioniques (ex : les composés acides) vont être peu fixés (figure 8) ; les molécules à comportement de base faible comme les triazines, urées, carbamates, seront elles aussi peu fixées donc majoritairement présentes en solution. Les composés à comportement cationique comme les paraquat, diquat sont par contre beaucoup plus fixés comme le sont d'ailleurs les composés organophosphorés ou organochlorés (ex : PCB, DDT). Dans ce dernier cas d'ailleurs, des liaisons dites "hydrophobes" viennent renforcer les liaisons avec la phase solide, préférentiellement organique : on parlera de composés liés (CALVET et al 1980).

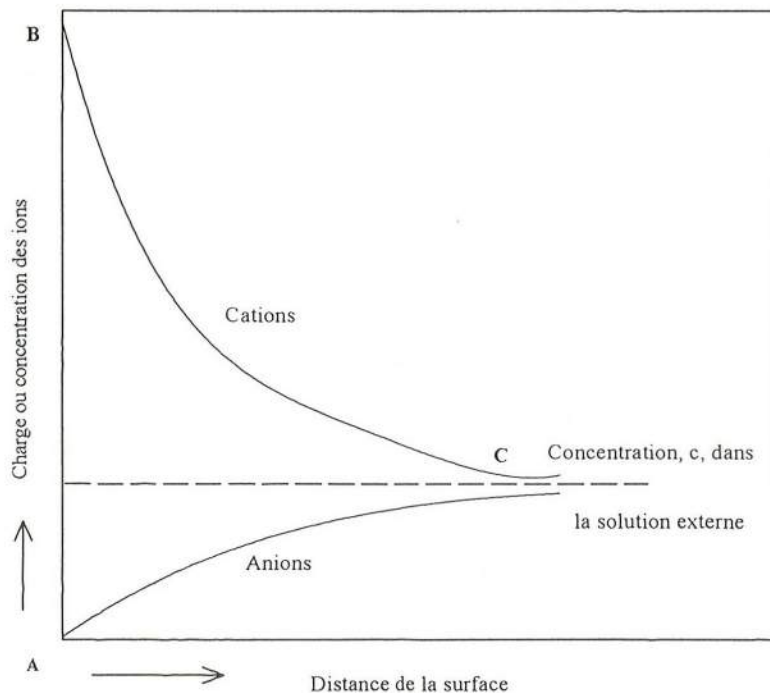


Figure 6 : Représentation de la couche diffuse de cations et anions près de la surface des argiles. On peut noter qu'à proximité de la surface la concentration des cations augmente et que celle des anions diminue.

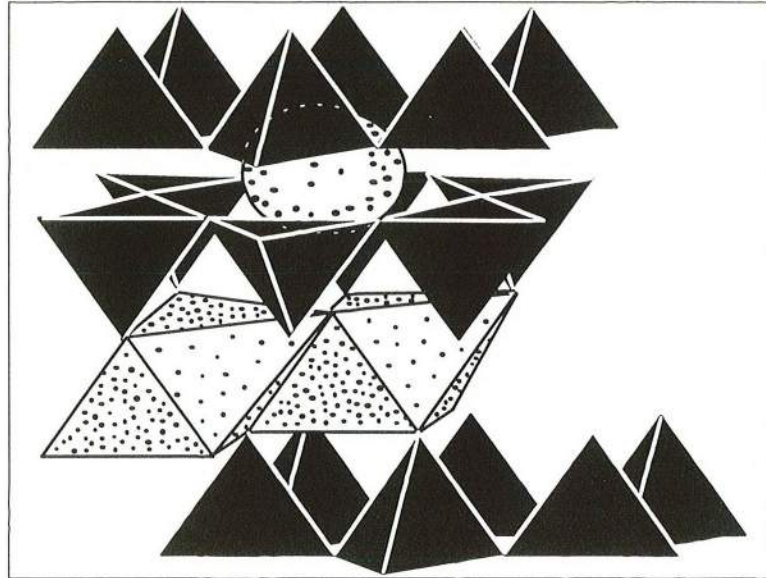


Figure 7 : Fixation des cations (NH_4^+ , K^+ , Cs^+) dans la cavité hexagonale formée entre deux feuillets. Le cation (la sphère) est énergiquement fixé (complexe de sphère interne).

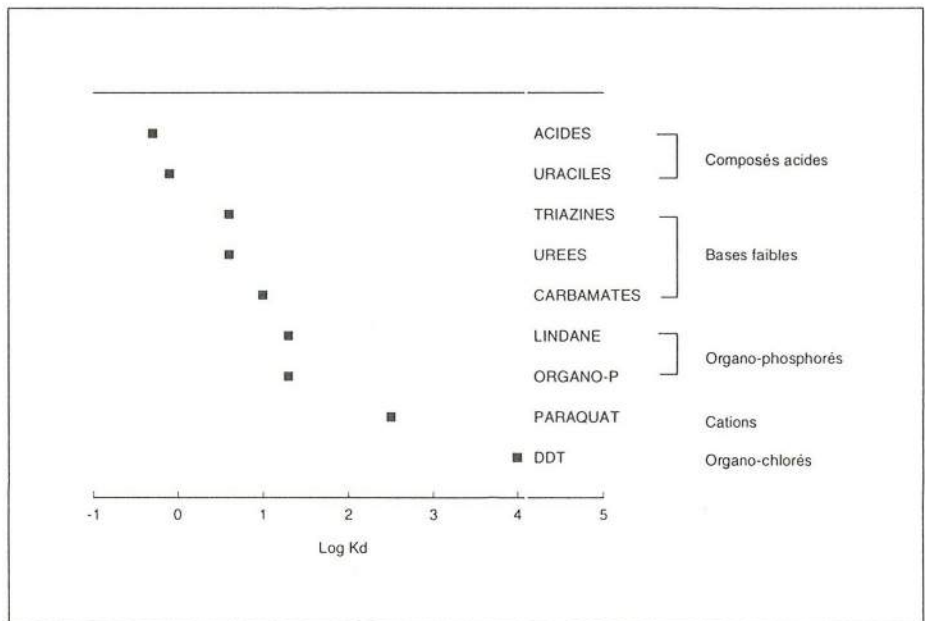


Figure 8 : Classification des différentes familles de pesticides en fonction de la valeur du coefficient de distribution K_d : sols avec une teneur en matière organique inférieure à 4 % (d'après Calvet *et al* 1980)

2.4 Le comportement des éléments dans les sols

Le comportement des éléments dans les sols est donc particulièrement complexe et les prévisions sont difficiles. On doit en effet tenir compte du comportement de l'élément en solution (par exemple diagramme Eh/pH, constantes de complexation, produit de solubilité ...) mais le plus souvent les réactions avec les surfaces peuvent être prépondérantes. Des programmes de calcul (Geochem. Soil Chem.) ont été développés afin d'effectuer une telle prévision des réactions (MATTIGOD et SPOSITO, 1979) ; La figure 9 synthétise les différents types de réactions possibles entre les cations et anions et une surface. De haut en bas on a des énergies de liaison de plus en plus élevées depuis ce que l'on appelle les "outer sphere complexes" peu liés aux surfaces jusqu'aux "inner sphere complexes" où les éléments font partie de la phase solide. D'une manière pratique (tableau 1), on a des espèces majoritairement en solution (NO_3^- , Cl^- , Na^+ ... Cd^{2+}) et d'autres majoritairement sur la phase solide (phosphates - NH_4^+ K^+ Cs). Le comportement de l'azote dans les sols s'explique très aisément : s'il est sous forme de nitrate il est très mobile, s'il se trouve sous forme NH_4^+ , il est fixé ; cependant en général les bactéries vont transformer NH_4^+ en Nitrate.

Pour le phosphore les quantités dissoutes sont très faibles ($< 100 \mu\text{g/l}$) ; sa présence dans les phases solides est donc prépondérante (RODIER, 1995)*. Les risques de pollution venant des sols seront liés à l'entraînement de particules ou à la présence de formes organiques. Dans les hydrosystèmes, les risques d'eutrophisation dépendront de PO_4 soluble mais également des équilibres entre P soluble et P présent sur les matières en suspension ou dans les sédiments (J.M. DORIOZ 1995)*.

Dans le cas des éléments traces, le comportement est trop complexe pour être résumé ici. Le plus souvent ils sont fixés dans les sols et viennent se répartir sur les différents constituants auxquels ils sont liés par des énergies très différentes (tableau 1). La prévision des réactions (libération, disponibilité ...) nécessite la connaissance de la spéciation de ces éléments, c'est à dire de leur localisation sur la phase solide et des liaisons chimiques impliquées (L. FLORES VELEZ et al 1995)*.

Dans le cas des pesticides la prévision de transfert ou de fixation des pesticides est faite sur la base de la valeur du coefficient de distribution K_d entre la phase solide et la solution ; plus K_d (ou $\log K_d$) est élevé, plus le composé est fixé. On définit souvent aussi un K_{oc} qui représente le coefficient de distribution avec la matière organique des sols. Pour évaluer les risques de pollution par lixiviation (état soluble) on doit non seulement prendre en compte K_d ou K_{oc} , mais également la demi-vie qui représente la stabilité des molécules vis à vis de la dégradation des molécules. Les molécules de pesticides à faible risque ont donc une demi-vie très courte (< 10 jours) et des coefficients d'adsorption élevés (Figure 10.).

* dans cet ouvrage

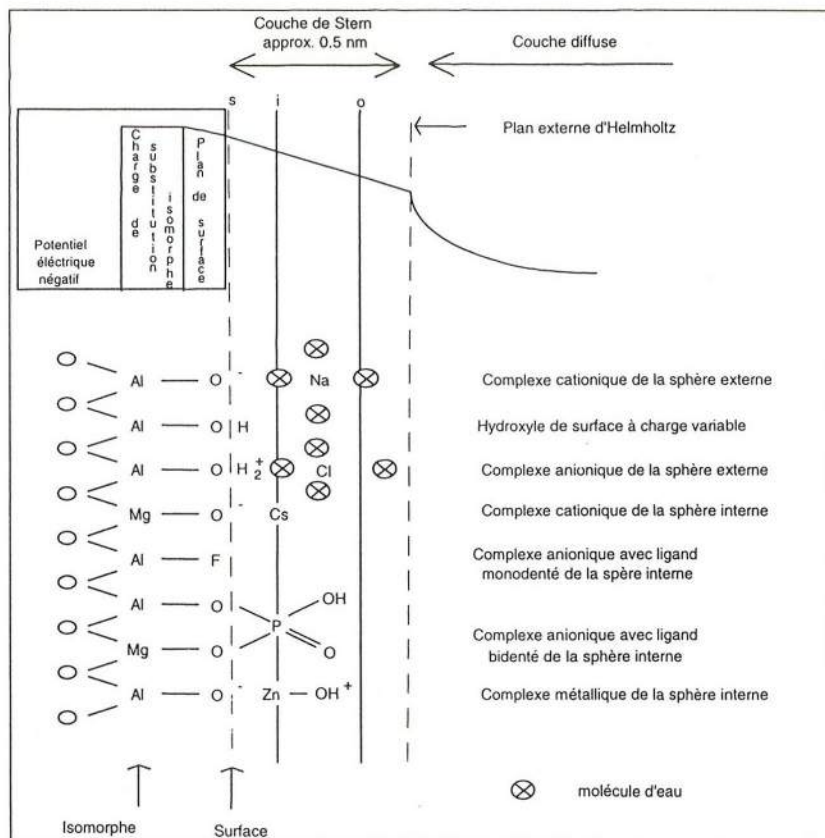


Figure 9 : Réactions des cations et des anions avec une surface présentant une double couche diffuse.

Tableau 1 : Etat des Polluants dans les Sols

	Dissous	Mixte	Particulaire
<u>Anions</u>	NO ₃ ⁻ Cl ⁻ 1 à 100 ppm	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻ Arséniates
<u>Cations</u>	Na (Zn, Cd)	Zn Cd Ca, Mg	Pb, Cu, Co, Ni, Cr K, Cs, NH ₄
<u>Pesticides</u>	autres pesticides (comportement acides...) complexes possibles avec composés organiques	pesticides (bases faibles) Triazines	pesticides Cationiques non polaires Laisons hydrophobes, organochlorés, organophosphorés

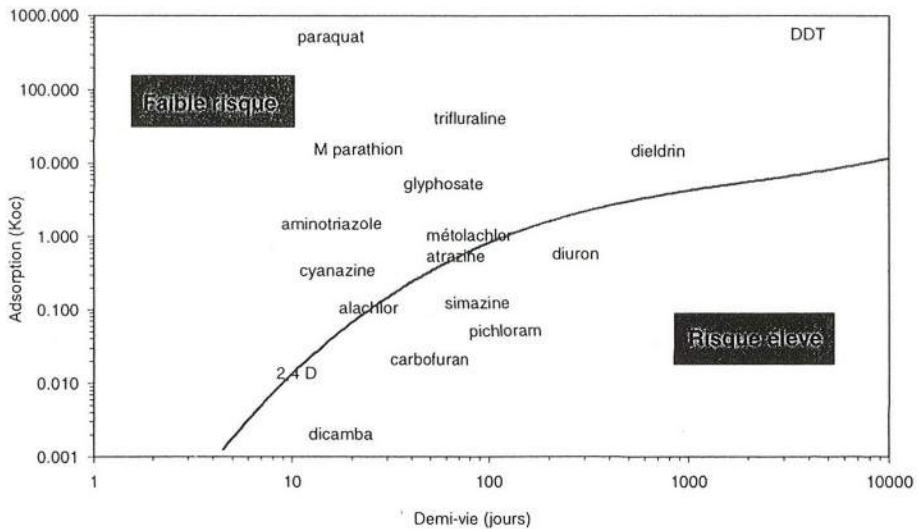


Figure 10 : Evaluation des risques de pollution par lixiviation des pesticides en fonction de leur demi-vie et de leurs coefficients d'adsorption (perspectives agricoles N° 162, 1991)

3 Sens (vertical ou latéral) et vitesse des transferts

On distingue souvent d'un point de vue hydrogéologique la France ruisselante où l'eau ne s'infiltré pas et vient alimenter directement les eaux superficielles par circulation latérale : ce sont en gros les massifs cristallins et les zones en relief. L'autre partie est la France absorbante où l'infiltration verticale vers les nappes souterraines est prépondérante : celle-ci comprend la majorité des régions sédimentaires. A cette distinction basée essentiellement sur la roche il faut évidemment surimposer le fonctionnement différencié des sols qui représentent l'interface : il faut d'une part introduire toutes les modalités de l'infiltration et son accélération sous l'action anthropique du drainage, d'autre part le rôle prépondérant de l'érosion diffuse sur le ruissellement.

3.1 Le transfert vertical

Les modalités du transfert vertical de l'eau dans les sols sont très importantes à prendre en compte mais elles sont également très complexes du fait de l'extrême variabilité et hétérogénéité des sols. Si les transferts d'eau se font dans un sol non saturé ou dans des petits pores ($< 2 \mu\text{m}$) où l'eau est très retenue, la perméabilité K ou vitesse de filtration est très faible (voisine de 10^{-9} cm/s pour une argile). Les phénomènes d'adsorption sur la phase solide ou de minéralisation par les microorganismes auront le temps de se produire et le sol peut jouer pleinement son rôle de filtre ou de système épurateur. Lorsque la circulation se fait sous forme gravitaire dans des pores de taille supérieure à $100 \mu\text{m}$, les vitesses de filtration deviennent plus importantes (10^{-5} à 10^{-1} cm/s) : c'est le cas des sols sableux ou des sols ayant une bonne structure agrégée. De même les travaux récents (SSSA 1992) accordent une grande importance aux voies de circulation préférentielle dans le transfert des pollutions. Ces voies de circulation préférentielles sont les fentes de retrait qui se forment dans les sols argileux lors des

cycles de gonflement dessiccation (TESSIER 1995)* et peuvent avoir plusieurs cm de diamètre ; ce sont également les glosses (ou langues) des sols limoneux (CURMI et al 1995) d'où l'argile a été exportée. Ce sont enfin les nombreux chenaux, canaux ... formés par la faune et les racines. Dans tous ces cas on peut estimer qu'il y a un véritable court circuit du sol et une transmission rapide de l'eau et des polluants en profondeur.

D'autres pratiques agricoles accentuent les risques de transfert des polluants: c'est le cas de l'irrigation et du drainage. L'irrigation concerne 1,5 million d'hectares en France dont la moitié est consacrée à la culture du maïs. L'augmentation du volume d'eau percolé dans des sols à bonne perméabilité représente un risque supplémentaire de pollution des nappes.

Le drainage concerne au contraire des sols hydromorphes (où l'eau s'accumule) ou à mauvaise perméabilité. Là encore il y a une augmentation importante de la perméabilité

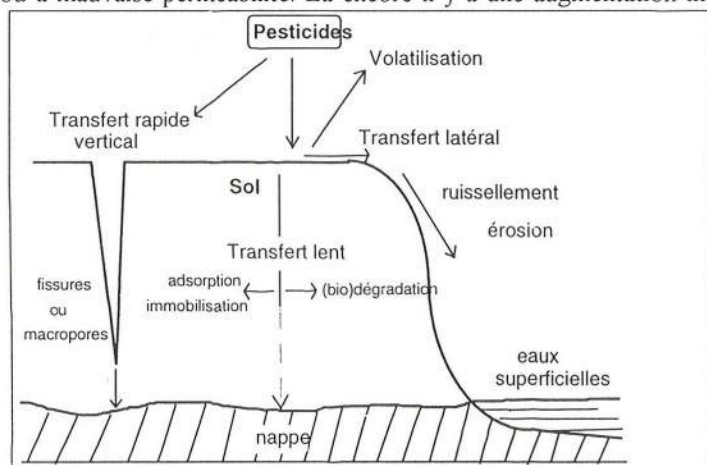


Figure 11 — Devenir des pesticides dans les sols.

qui se traduit à l'automne ou pendant l'hiver par l'évacuation de volumes d'eau très importants : les nitrates, les pesticides et même des particules fines pouvant être porteuses de polluants sont évacuées vers les drains et les cours d'eau. En France 2,4 millions d'hectares sont drainés ; des régions entières comme la Brie, la Sologne... sont concernées. Des mesures de débits et de teneurs en

nitrates effectuées sur la Marne et le Grand Morin, c'est à dire en aval de la Brie, montrent très bien les augmentations importantes qui interviennent de Novembre à Avril (teneurs en nitrate passant de 10 mg à plus de 25 mg/l) pendant la période de saturation et de drainage des sols.

La figure 11 représente les différents modes de transfert pour les pesticides : si les transferts sont rapides ce qui est le cas des sols sableux, des sols irrigués ou drainés, de tous les cas de circulation préférentielle, les prévisions que l'on peut faire sur l'adsorption ou la biodégradation des molécules dans les sols ne sont plus valables, ce qui explique en grande partie les teneurs importantes retrouvées actuellement dans les principales nappes ou eaux superficielles. Ce qui est valable pour les pesticides, l'est plus encore pour les nitrates et peut l'être pour les phosphates sous forme organique (lisiers, purins) ou certains éléments traces toxiques.

3.2 Le transfert latéral

L'autre cas de transfert important et rapide de polluants vers les eaux superficielles concerne le transfert latéral par ruissellement (flux liquide) et érosion (flux liquide et solide) (figure 11). Le ruissellement intervient dès que l'intensité de la pluie est plus forte que la vitesse d'infiltration dans le sol (figure 12). On distingue en général deux cas de ruissellement et d'érosion, le premier est lié à la pente (WISCHMEIER et al 1971) le deuxième à une érosion dite diffuse.

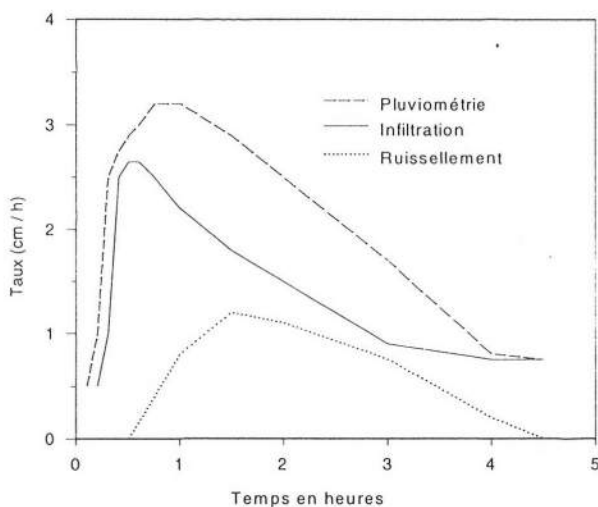


Figure 12 : Les phénomènes de ruissellement et d'infiltration en fonction de la pluviométrie (Wild 1994).

GOBILLOT et HENIN ont pu en 1950 recenser en France 2,7 Millions d'hectares ayant une pente supérieure à 5 % pour lesquels des risques d'érosion existent. Si la surface des sols n'est pas couverte par la végétation ou une culture, une érosion importante peut se produire. C'est le cas en particulier des sols de vignoble du Beaujolais où les pentes sont très importantes et les sols nus sous la vigne. Les études réalisées par le CEMAGREF (BELAMIE et GIROUD 1987) montrent des quantités de pesticides entraînées pouvant atteindre plusieurs dizaines de μg voir même centaines de $\mu\text{g/l}$ c'est

à dire 100 à 1000 fois les normes (tableau 2). Ces pesticides peuvent être présents en solution ou sur les particules entraînées sur lesquelles on retrouve également des éléments traces minéraux comme le cuivre ou l'arsenic. En Champagne on trouve des phénomènes similaires pour les sols du vignoble : lorsque ceux-ci ne sont pas recouverts par du compost ou des écorces, une érosion importante voisine de 10 t/ha/an peut intervenir, qui entraîne tous les polluants présents sous forme soluble ou particulaire.

TABLEAU 2 — Pollution du Bassin de l'Ardières (Beaujolais) par les pesticides après un orage (résultats CEMAGREF, Lyon).

Matières actives	N	max. ($\mu\text{g} / \text{l}$)	moyenne ($\mu\text{g} / \text{l}$)
diuron	10	8,49	5,26
simazine	5	21,00	11,06
fenitrothion	7	1,50	0,97
folpel	1	16,13	
methidathion	15	365,00	62,05
captafol	7	29,00	21,23
bromopropylate	6	14,00	6,12
tetradilon	4	3,63	1,8

Le deuxième type est l'érosion diffuse présentée par Y. LE BISSONNAIS 1995* dans le pays de Caux. Ce type d'érosion se révèle pour des sols où la pente (< 5 %) n'est pas le facteur essentiel mais qui par leur texture (sols limoneux avec moins de 15% d'argile) et une faible teneur en matière organique ont une structure instable lors des épisodes pluvieux. Il est probable que la culture intensive récente a rendu ces sols plus sensibles à l'érosion : actuellement plus de 2,3 millions d'hectares localisés dans le Nord et l'Est de la France sont concernés. La genèse de cette érosion diffuse a été bien étudiée par BOIFFIN 1984 et LE BISSONNAIS : l'imperméabilité du sol est provoquée par l'éclatement des agrégats et la formation d'une croûte imperméable dite de "battance". Ensuite l'eau peut ruisseler et entraîner des particules fines voire même tous les constituants du sol. Dans le cas du Pays de Caux présenté par Y. LE BISSONNAIS (1995)* il y a pollution des eaux littorales et des eaux souterraines par suite du passage des crues dans le karst.

3.3 L'importance des colloïdes

Nous avons vu que les argiles, les composés humiques et les oxydes et hydroxydes (Fe - Al) sont responsables de la fixation des polluants organiques et minéraux. Ils seront évidemment les premiers concernés lors des écoulements rapides verticaux (sols sableux, fissures, drains) et surtout par les phénomènes de ruissellement et d'érosion. Ils constituent ce que BUFFLE et van LEEUVEN 1992 ont pu dénommer les "environmental particles", qui le plus souvent originaires du sol, vont se trouver dans les matières en suspension des cours d'eau et dans les sédiments. Leur taille est comprise entre quelques μm jusqu'à la limite des composés dissous (2 nm soit un poids moléculaire environ 5000 Daltons). Ils comprennent des particules argileuses qui souvent peuvent avoir un nombre très réduit de feuillets (ROBERT et al 1992 ; MERCIER et al 1994) des colloïdes humiques (figure 1) et des composés le plus souvent amorphes de Fe et Al ou Si Al. Ce sont ces colloïdes qui vont transporter les phosphates, les métaux lourds et une partie des pesticides ou polluants organiques. Ces colloïdes peuvent également servir d'enrobage à des bactéries ou des virus qui ainsi se trouvent dispersés dans l'environnement.

Conclusion

Le dernier état de l'environnement en France établi par l'IFEN (1994 - 1995) insiste sur la croissance de la pollution diffuse des hydrosystèmes provenant généralement des bassins versants agricoles. Celle-ci concerne principalement les nitrates, les phosphates et les pesticides, solubles mais aussi les colloïdes avec les polluants fixes.

La généralisation de la pollution par les nitrates s'explique par la non adsorption de cet anion : seules l'utilisation par les végétaux ou les microorganismes (assimilation) ou la dénitrification, sont capables de le stocker momentanément ou de le renvoyer dans l'atmosphère. Les nitrates seront donc entraînés avec l'eau aussi bien verticalement que latéralement. Pour tous les autres composés, le sol peut jouer son rôle de réacteur biologique et physicochimique, mais il faut pour cela que leur transfert à travers le sol soit suffisamment lent. Les cas de pollution importante en particulier pour les pesticides et parfois pour les phosphates (lisiers - purins) et les métaux, s'expliquent donc le plus généralement par des transferts verticaux préférentiels rapides, ou par les transferts latéraux consécutifs au ruissellement et à l'érosion.

* dans cet ouvrage

Dans ces derniers cas les colloïdes porteurs de polluants et parfois une grande partie du sol, sont transférés dans les hydrosystèmes en entraînant toute la pollution parfois stockée depuis longtemps (cas des sols de vigne traitée au cuivre, des sols de mines, des friches industrielles). Il apparaît important d'empêcher ces transferts qui sont la cause de la pollution diffuse de plus en plus généralisée des hydrosystèmes (nitrates - pesticides - phosphates). Actuellement différentes solutions sont expérimentées qui concernent le type de labour (le non labour est souvent préconisé) la couverture du sol par les cultures, en particulier pendant l'hiver, l'utilisation de composts et écorces dans les sols de vigne ; il semble également que des bandes enherbées réparties dans les bassins versants puissent être d'un grand intérêt.

Références

BALLIF J.L. - Réduction de l'érosion hydrique d'un sol viticol champenois. Conséquences de couvertures de composts urbains et d'écorces broyées. (Moussy 1985-1994), p. 437-448, Bulletin 15, réseau érosion ORSTOM, 1995.

BELAMIE R., GIROUD S. - Aperçu des pollutions liées à l'utilisation des pesticides par l'agriculture en France. Etude CEMAGREF Lyon 1987.

BOIFFIN J. - La dégradation structurale des couches superficielles du sol sous l'action des pluies. Thèse de Docteur Ingénieur, INA Paris-Grignon, 1984

BUFFLE J., van LEEUWEN H.P. - Environmental particles - vol.I et II - environmental analytical and physical chemistry series - Lewis publ. 1992-1993.

CALVET R., TERCE M., ARVIEU J.C. - Adsorption des pesticides par les sols. Ann. Agron. 34, 4, 1, 427, 1980.

DORIOZ J.M. PILLELOWE E. FERHI A. - Dynamique du phosphore dans les bassins versants: importance des phénomènes de rétention dans les sédiments. *Water Res* 23, 147-58.

HENIN S., GOBILLOT T. - L'érosion en France. Bull. Techn. Inform. 50, 431-433, 1950.

LAGADEC E. - A methodology to study particulate matter. Int. SYMP. on "particulate matter" in rivers and estuaries - 21 - 25 mai 1994 - Hambourg (sous presse).

MERCIER P., ROBERT M., PENVEN M.J., ELSASS F., JAUNET A.M., MUXART T., LAGADEC E. A methodology to study - IFEN. Rapport sur l'état de l'environnement en France, édition 1994 - 1995, Dunod 399 p.

Perpectives agricoles. Résultats ITCF sur les pesticides. 162, 32-39, 1991

ROBERT M. - Le sol une ressource naturelle à préserver pour la production et l'environnement. Cahiers Agricultures, 1, 20-34, 1992.

ROBERT M. - Rôle du facteur biologique dans la formation des sols, Sciences, 92, 73-107, 1992.

ROBERT M. - Le sol, une interface dans l'environnement : les grands types de pollution mettant en cause le sol. Sciences, 95.1 - 1995.

ROBERT M., CAMBIER Ph., JUSTE C. - Conditions d'utilisation des boues de station d'épuration en agriculture, Cahiers Agricultures 3, 285-294, 1994.

ROBERT M., ELSASS F., HARDY M. - Crystallochemistry, properties and organization of soil clays derived from major sedimentary rocks in France. Clay Minerals 26, 409-4020, 1991.

MATTIGOD S.V., SPOSITO G. - Chemical modeling of trace metal equilibria in contaminated soil solutions using the computer program Geochem. p. 837-856 in E. A. Jeune (ed.) Chemical modeling in Aqueous systems. A.C.S. Symposium series n 93 - Americ. Chem. Soc. Washington DC 1979.

Soil Science Society of America : opportunities in basic Soil Science Research ed. G. SPOSITO, R.J. REGINATO, 1992.

WILD A. - Soils and the environment : An introduction. Cambridge Univ. Press, 287 p., 1994.

WISCHMEIER WH. SMITH DD. - Predicting rainfall erosion losses - a guide to - conservation planning. Agr. Handd n 537 USDA Govt Printing Office, Washington DC, 1978.

INFLUENCE DU RUISSELLEMENT ET DE L'ÉROSION SUR LA POLLUTION DES EAUX. CAS D'UN BASSIN VERSANT ÉLÉMENTAIRE DU PAYS DE CAUX

Yves LE BISSONNAIS et Véronique MOREL, INRA, Science du Sol
Centre de Recherche d'Orléans, 45160 Olivet, France.

Résumé

L'érosion hydrique, qui est l'un des processus les plus actifs dans la genèse et l'évolution de la couverture pédologique, est aussi, aujourd'hui, à l'origine d'importants problèmes d'environnement. On peut citer les inondations boueuses, l'augmentation de la turbidité des eaux, la présence de nitrates, phosphates ou produits phytosanitaires dans les eaux superficielles ou les nappes.

Le moteur de l'érosion hydrique est le ruissellement superficiel. Ruissellement et érosion résultent d'interactions complexes entre plusieurs facteurs comme la pluie, la nature des sols, leur utilisation et le relief, qui interagissent dans une série de processus complexes. Il s'agit en particulier de la dégradation structurale superficielle sous l'action des pluies, qui conduit à la diminution de l'infiltrabilité et de la détention superficielle ainsi qu'à la mobilisation de particules de terres.

On présente ici quelques résultats d'une étude en cours dans le Pays de Caux visant à analyser le déterminisme et à quantifier le ruissellement et l'érosion à différentes échelles dans un milieu agricole. Les mesures de ruissellement et de charge solide ont été effectuées sur des parcelles expérimentales de 1 m², 20 m² et 500 m², ainsi qu'aux exutoires de petits bassins versants élémentaires. A ces mesures sont associés des dosages de pesticides et nutriments présents dans les eaux exportées.

Les résultats permettent, d'une part, d'identifier et de hiérarchiser les mécanismes et les facteurs déterminants du ruissellement et de l'érosion, et d'autre part, d'établir les relations qui existent entre ces processus et certaines formes de pollution des eaux d'origine agricole.

1. Processus à l'origine du ruissellement et de l'érosion

Le moteur de l'érosion hydrique est le ruissellement superficiel. Ruissellement et érosion résultent d'interactions complexes entre plusieurs facteurs : la pluie, la nature des sols et leur utilisation, la morphologie du relief qui interagissent dans une série de processus à l'échelle locale et à l'échelle du bassin versant (figure 1).

1.1. Les processus locaux

L'infiltration, la détention superficielle et le ruissellement

L'eau de pluie qui arrive à la surface du sol s'infiltré dans le sol où elle peut être stockée et redistribuée entre les différents horizons. Deux sortes de mécanismes peuvent s'opposer à cette infiltration. Dans le premier cas, la capacité d'infiltration de la surface du sol est inférieure à l'intensité de la pluie. C'est alors la conductivité hydraulique à saturation de la surface du sol qui est le facteur limitant. Dans l'autre cas, l'eau infiltrée peut arriver à saturer le profil de sol

lorsque le volume des pluies excède sa capacité de stockage. C'est alors la réserve en eau du sol ou la présence d'un horizon imperméable qui est le facteur limitant.

L'eau non infiltrée est retenue dans un premier temps dans les dépressions à la surface du sol créées par la rugosité de surface, puis lorsque le volume non infiltré dépasse la capacité de détention superficielle, le ruissellement démarre.

Le détachement/rejaillissement : l'action des gouttes de pluie

Les gouttes de pluie exercent deux types d'actions à la surface du sol : d'une part une action de *désagrégation* des mottes et agrégats par différents mécanismes qui sont l'éclatement, la dispersion physico-chimique, la microfissuration par gonflement différentiel et la désagrégation mécanique, et d'autre part un *déplacement* par rejaillissement des fragments ainsi individualisés (Le Bissonnais, 1990).

L'ensemble de ces processus entraîne une dégradation structurale de la surface appelée *battance*. Celle-ci est d'autant plus rapide que les pratiques culturales conduisent à un affinement de la structure superficielle du sol et que les sols sont nus. Les parcelles ainsi préparées vont constituer des « *surfaces potentiellement ruisselantes* ». Leur capacité d'infiltration peut être réduite à des valeurs de quelques mm/h (Boiffin, 1984; Le Bissonnais et al., 1995). Lorsqu'un excès d'eau apparaît à la surface du sol, les particules de terre sont mises en suspension, dissociées et intégrées à la structure des croûtes ou déplacées à la surface du sol sous l'action combinée du rejaillissement par les gouttes de pluie et du ruissellement de surface. C'est ce déplacement de particules qui est à l'origine de l'érosion diffuse et d'une partie importante de la turbidité des eaux.

L'entraînement des particules et l'érosion diffuse : l'action des nappes ruisselantes

Le ruissellement en nappe sur des pentes relativement douces et les pluies de faible intensité entraînent une *érosion diffuse* de versant qui décape progressivement la surface des sols. Cette érosion diffuse est peu spectaculaire et difficile à mesurer. Cependant, des résultats récents (Gallien, 1994) montrent que des volumes de plusieurs dizaines de m³/ha peuvent être déplacés à l'échelle de la parcelle lors d'un seul événement pluvieux. La surface du sol est alors souvent marquée par des *griffes d'érosion* qui sont des petites incisions discontinues de quelques mm de profondeur.

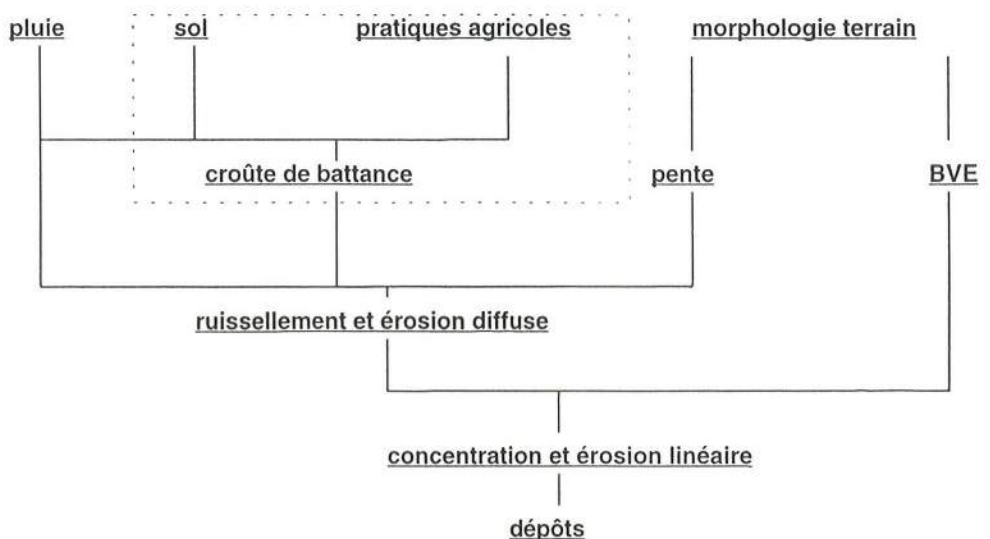


Figure 1: Facteurs et processus de l'érosion hydrique des sols

1.2. Le fonctionnement des bassins versants

Erosion linéaire par incisions

Si la pente est plus forte, on peut observer à intervalles plus ou moins réguliers des incisions plus marquées, les rigoles, qui suivent souvent des traces de roues ou des lignes de travail du sol. On est alors dans un système d'érosion de type *rigole-interrigole* associant érosion diffuse et érosion linéaire.

Quand la morphologie prend l'aspect d'une tête de vallon, elle favorise la *concentration du ruissellement*, fournissant ainsi un flux parfois très important d'eau en fond de talweg qui entraîne des incisions et une érosion linéaire en ravines suffisamment développées pour gêner le passage d'engins agricoles. Une fois installées ces ravines facilitent le transfert de flux boueux vers l'aval (Ludwig, 1992).

Les dépôts ou atterrissements

La terre, déplacée par érosion diffuse ou concentrée peut se déposer à la faveur d'un obstacle, d'un changement d'état de surface ou de végétation, ou encore d'une diminution de la pente qui réduit la compétence du ruissellement. On a alors formation d'un atterrissement, en général en bas de parcelle ou en bas de versant. Ces dépôts peuvent poser des problèmes lorsqu'ils ont lieu sur le territoire agricole (enfouissement des cultures...), mais les dommages sont cependant moindres que lorsque la terre déplacée atteint la voirie et le réseau hydraulique, provoquant des dégâts et des pollutions coûteux pour les collectivités et la société en général.

La *disjonction spatiale* entre la genèse du ruissellement, la concentration de l'eau et le dépôt des sédiments conduit donc à raisonner les risques au niveau du *Bassin Versant Élémentaire* (BVE) qui inclue l'ensemble de ces processus et qui constitue donc l'unité spatiale de fonctionnement au sein de laquelle on peut caractériser les facteurs en jeu (King et Le Bissonnais, 1992).

1.3. Les facteurs de l'érosion hydrique

La pluie

On appelle *érosivité* de la pluie son aptitude à provoquer les phénomènes d'érosion. Elle dépend surtout de l'*intensité* de la pluie et de l'énergie cinétique qui en résulte directement. Mais il est nécessaire de bien distinguer entre les caractéristiques de chaque événement pluvieux, les pluies précédant cet événement et les caractéristiques pluviométriques globales à l'échelle d'une saison, et de les restituer dans le schéma global des processus d'érosion que nous venons de décrire. Les érosions importantes se produisent généralement pour des situations combinant fortes pluies, pluies cumulées des jours précédents élevées, et pluies cumulées importantes depuis le dernier travail du sol.

Les caractéristiques des sols

Les sols influent sur les processus de ruissellement et d'érosion essentiellement au travers de leur capacité d'*infiltration* et de leur *stabilité structurale*. L'infiltration au sein d'un sol donné dépend de la succession et des caractéristiques des horizons qui le constitue. Mais l'horizon de surface, qui est directement soumis à l'influence des agents atmosphériques, est celui dont les caractéristiques sont les plus déterminantes. La stabilité structurale de cet horizon dépend essentiellement de sa texture, de sa teneur en matière organique et de ses caractéristiques physico-chimiques. Les sols riches en matière organique présentent une bonne stabilité structurale, mais la mise en culture des sols réduit progressivement leur teneur en matière organique. Les sols limoneux qui couvrent une grande partie des zones de grande culture du Nord ouest de l'Europe (sols bruns lessivés) sont particulièrement sensibles aux phénomènes de battance, et ce d'autant plus que leur teneur en argile est faible.

Les pratiques agricoles

On peut inclure sous ce terme différents types d'interventions humaines sur le milieu, à différentes échelles de temps. A long terme, il s'agit du mode d'*occupation des sols* avec la répartition dans l'espace entre les cultures annuelles, les prairies et les zones boisées ou en friches, avec l'intervention possible des remembrements qui modifient profondément le paysage et influent sur les phénomènes de ruissellement et d'érosion en élargissant la dimension des parcelles agricoles et en supprimant les obstacles au ruissellement que constituent, par exemple, les haies entre parcelles. A moyen terme, il s'agit du choix du *système de culture* qui implique un raisonnement de l'assolement sur plusieurs années. Les modifications de ces systèmes de culture sous l'influence de facteurs techniques et économiques peuvent induire des variations globales du ruissellement, par exemple en augmentant la proportion sur un territoire des surfaces en semis d'hiver par rapport aux prairies (Papy et Douyer, 1991). A court terme enfin, l'*état de surface* du sol à un moment donné est fonction des types d'outils ou des dates d'intervention combinés aux événements pluvieux.

La morphologie du terrain

La morphologie du terrain intervient sur l'érosion au travers de deux aspects : d'une part par la *pente* qui détermine le régime et la direction de l'écoulement des eaux sur les versants, et d'autre part par les *limites des bassins versants élémentaires* qu'elle permet de définir.

L'intensité du ruissellement apparaît plus liée à l'état de surface du sol qu'à la pente, par contre à ruissellement équivalent, le déclenchement des incisions est lié à la pente, avec un seuil aux environs de 5 % qui peut même être plus bas lorsque la morphologie favorise la concentration du ruissellement (Rauws et Govers, 1988).

La morphologie du terrain joue aussi sur d'autres caractéristiques morphométriques des bassins versants qui influent sur l'érosion, comme leur dimension globale, leur forme, la forme et la longueur des versants.

2. Présentation du site du Pays de Caux

2.1. Caractéristiques du site

Le bassin versant étudié (site de Blosseville) est situé dans le Pays de Caux, (Haute Normandie) et fait partie des terrains loessiques reposant sur les plateaux calcaires crayeux du Nord Ouest de la France. Ce bassin se caractérise par une nette prédominance des phénomènes d'érosion diffuse par rapport à l'érosion linéaire, c'est à dire que le volume des rigoles et ravines temporaires est très faible par rapport au volume total des pertes en terre. Dans ce milieu crayeux karstifié, les eaux de ruissellement sont susceptibles de rejoindre et polluer très rapidement les nappes du fait de l'existence de pertes en surface : les bétoires (Rico, 1990)

Le sol a une teneur en limon d'environ 60 %, et est peu argileux (13 à 17 %). Le taux de matière organique est généralement compris entre 1,5 et 2,5 %. Le pH est neutre et la teneur en calcaire total est nulle.

2.2. Le dispositif et les mesures

Le bassin est équipé à l'exutoire d'un seuil jaugeur avec enregistrement en continu des débits de ruissellement. Les prélèvements pour les mesures de charge solide sont réalisés manuellement au cours des pluies.

Durant toute la saison, des observations régulières (environ bimensuelles) de la morphologie des états de surface de l'ensemble des parcelles agricoles, ont été effectuées selon

la classification proposée par Boiffin (1984). Elles portent principalement sur l'évolution de la rugosité (microrelief, taille des mottes et des dépressions qu'elles forment), la soudure des particules de terre puis l'extension des dépôts. Le pourcentage de recouvrement du sol par la végétation a également été estimé visuellement.

De plus, différentes parcelles de mesure de 1 m², 20 m² et 500 m² sont installées sur une parcelle agricole adjacente au bassin versant. Toutes ces parcelles sont orientées dans le sens du travail du sol qui est celui de la pente. On recueille les eaux de ruissellement à l'aval grâce à une gouttière dirigée vers des fûts totalisateurs. Ces placettes sont isolées du reste de la parcelle par des talus. Elles sont situées dans une zone de pente homogène d'environ 4 %.

A chaque pluie ou séquence pluvieuse, on mesure le volume total d'eau ruisselé (correspondant au ruissellement d'un ou plusieurs événements) et la charge solide des eaux collectées pour chaque placette. Pour cela, on prélève des échantillons après homogénéisation de la suspension. Chaque échantillon est pesé après séchage à l'étuve. Par ailleurs, deux pluviomètres à augets basculeurs installés sur le site nous permettent d'obtenir des renseignements fiables sur les caractéristiques de la pluie.

Pour chaque date de relevé, on peut donc caractériser chaque échelle de mesure (placette ou bassin versant) par son coefficient de ruissellement (CR = rapport de la lame d'eau ruisselée sur la lame de pluie reçue) et par la concentration en terre de ce dernier. Les pertes en terre sont calculées par multiplication du volume ruisselé et de sa charge solide.

Des analyses de teneurs en pesticides ont été réalisées aux différentes échelles. L'isoproturon étant la substance la plus utilisée comme herbicide sur le blé dans le Pays de Caux, nous l'avons choisi pour traiter les placettes dans les conditions classiques de traitement. L'isoproturon est un herbicide systémique sélectif absorbé principalement par les racines de la plante. Il inhibe la photosynthèse. Son action est essentiellement dirigée vers les graminées annuelles, mais aussi contre certaines dicotylédones. Sa durée de demi-vie est établie entre 12 et 32 jours en plein champ selon les sources bibliographiques (Dabene et Marie, 1993). La dose appliquée est celle indiquée dans l'index phytosanitaire de l'A.C.T.A. en 1994 soit l'équivalent de 1800 g de matière active par hectare.

3 Résultats et discussion sur les relations entre ruissellement, érosion et qualité des eaux

Nous présentons dans cet article deux exemples de résultats, le premier concernant des mesures réalisées lors d'une série d'événements pluvieux ayant entraînés de l'érosion durant le printemps-été 94, qui illustre la dynamique saisonnière et le rôle du couvert végétal, et le second relatif à un événement de l'hiver 95, illustrant l'influence de l'intensité de la pluie, qui sera analysé plus en détail. Le transfert de pesticide a été étudié au cours de l'hiver 1995.

3.1. Le ruissellement

Printemps-été 94

Le premier ruissellement recueilli sur les parcelles de 20 m², le 17 mai, a pour origine les pluies du 14 mai et du 15 mai au moment desquelles, trois semaines après le semis, on a atteint un cumul pluviométrique de 25.6 mm. On ne peut différencier les états de surface car les semis n'ont pas encore levé. Les coefficients de ruissellement sur 20 m² atteignent environ 3 % (Tableau 1). Ensuite, toutes les pluies dont l'intensité moyenne dépasse 1 mm par heure ruissent, exception faite des pluies de la fin juin, qui surviennent après un mois très sec.

A partir de l'événement du 1 juillet (cumul des pluies = 129.7 mm, recouvrement végétal > 95 %), on constate un comportement très contrasté entre sols nus et couverts. Le

couvert végétal limite le ruissellement, mais on manque d'événements pluvieux au mois de juin, pour savoir exactement à partir de quelle date, et donc de quel stade de développement des végétaux, il a une réelle influence.

Les coefficients de ruissellement obtenus sur 500 m², pour les deux états de surface suivent la même tendance, mais sont systématiquement plus faibles, en moyenne de 50 %, que ceux observés sur 20 m².

Ces résultats sont à relier à l'évolution structurale superficielle des deux types de surface (Le Bissonnais et al., 1995), qui résulte elle-même de la combinaison de la succession des pluies et de l'évolution du couvert végétal : les surfaces se ferment rapidement et de manière homogène tant que le couvert végétal n'atteint pas 70 % de recouvrement (aux environs du 30 mai), du fait de la très faible stabilité structurale de ce sol. Au delà du 30 mai, la surface sous couvert semé n'évolue visiblement plus. A la fin des mesures (mi-août), on trouve encore, sous couvert, des mottes de terre d'environ 7 cm de diamètre et très peu de signes de dispersion, mais la surface est fermée.

A l'échelle du bassin versant on dispose d'une mesure pour le 17 mai qui indique un CR de 10 % nettement supérieur à ceux des placettes expérimentales, ce qui est lié au fait que l'ensemble des parcelles du bassin versant sont nettement plus dégradées que la parcelle expérimentale, qui ne correspond qu'à un cas particulier d'état de surface (semis de printemps), à cette période où les cultures d'hiver sont majoritaires et produisent plus de ruissellement.

date hauteur	Coefficients de ruissellement (%)				Charge solide (g/l)				Pertes en terre (T/ha)			
	17/05 18 mm	01/07 35 mm	19/07 25 mm	12/08 17 mm	17/05 18 mm	01/07 35 mm	19/07 25 mm	12/08 17 mm	17/05 18 mm	01/07 35 mm	19/07 25 mm	12/08 17 mm
20 m ² couvert	3	20	10	1	50	17	10	0,8	0,2	1	0,02	0
20 m ² nu	3	50	45	14	30	150	80	12	0,3	7,5	5	0,3
500 m ² couvert	1,5	11	4,5	0,40	45	15	8	0,7	0,02	0,5	0	0
500 m ² nu	1,5	28	25	2	28	110	75	10	0,04	4	1	0,03
bassin versant	10	nd	nd	nd	3	5	1	nd	0,054	nd	nd	nd

Tableau 1 : Caractéristiques de quelques événements du printemps-été 1994.

Hiver 95

Si l'on examine maintenant les ruissellements mesurés pour l'événement du 17 février 1995 sur le même sol qui, quasiment nu, a reçu plus de 400 mm de pluie et donc très battu, on constate des valeurs de ruissellement très élevés (CR supérieur à 50 % pour toutes les échelles au moment du pic) (Tableau 2). Le ruissellement démarre dès que l'intensité de la pluie dépasse quelques mm/h, ce qui montre la très faible infiltrabilité de ces surfaces en condition hivernale.

Aux échelles intra-parcellaires, le CR est relativement peu variable avec l'intensité moyenne de la période considérée, par contre à l'échelle du bassin versant on passe de moins de 10 % à plus de 50 % quand l'intensité passe de 1 à 9 mm/h. Cette différence de sensibilité à l'intensité montre qu'il existe à l'échelle du bassin versant des phénomènes de stockage ou d'infiltration préférentielle qui permettent de tamponner le débit provenant des parcelles agricoles tant que l'intensité du ruissellement ne dépasse pas un seuil limite.

période	Coefficients de ruissellement (%)				Charge solide (g/l)				Pertes en terre (T/ha)			
	initiale	pic	décrue	totale	initiale	pic	décrue	totale	initiale	pic	décrue	totale
Intensité (mm/h)	1	9	0,5	1	1	9	0,5	1	1	9	0,5	1
1 m ²	50	65	65	60	2,8	14	5	9	0,07	0,4	0,13	0,6
20 m ²	61	90	75	70	5	28	10,5	20	0,17	1,05	0,41	1,63
500 m ²	40	62	38	45	6	25	11	18	0,15	1,1	0,3	1,55
bassin versant	9	54	6	35	2,5	7	2	5	0,01	0,26	0,01	0,28

Tableau 2 : Caractéristiques de événement du 17 février 1995.

3.2. La charge solide des eaux de ruissellement

Printemps-été 94

Les résultats des mesures réalisées en 94 montrent des valeurs de charges très voisines pour les parcelles de 20 m² et 500 m² (tableau 1). Les échantillons du 17 mai, obtenus par ruissellement sous une pluie relativement intense (intensité maximale sur 4 mn = 50 mm/h), et sur un sol nu encore peu dégradé ont des concentrations en terre comprises entre 25 et 50 g/l. Les ruissellements suivants sont occasionnés pour des surfaces de plus en plus battues.

La distinction sol nu / sol couvert ne se fait qu'une fois les couverts végétaux bien développés soit début juillet, 2 mois après le semis. Rappelons que le mois de juin n'a connu aucun ruissellement marqué. Sur sol nu, la charge du ruissellement est considérable : on l'estime par défaut supérieure à 100 g/l pour l'événement du 1 juillet, qui est le plus intense (l'intensité maximale sur 4 minutes est supérieure à 50 mm/h), puis elle diminue avec l'intensité de événement (14 g/l le 12 août, pour une intensité maximale sur 4 mn de 25 mm/h). Elle est toujours beaucoup plus faible sous couvert (charge 10 à 30 fois plus faible).

A l'exutoire du bassin versant la charge mesurée est toujours beaucoup plus faible, bien que le coefficient de ruissellement puisse être plus élevé que sur les placettes (mesure du 17 mai). Ceci peut s'expliquer par une perte de compétence du ruissellement dans son trajet vers l'exutoire liée à la topographie et au couvert, mais peut être aussi à la dynamique des événements : lors de pluies intenses mais brèves le ruissellement se poursuit après la pluie, et l'on sait que la charge solide d'un ruissellement en nappe est fortement dépendante de l'impact des gouttes sur la lame d'eau en mouvement (Proffitt et al., 1991). Il en résulte donc une réduction de la charge dans le volume d'eau qui arrive à l'exutoire après la fin de la pluie.

Hiver 95

Le 17 février, les charges solides moyennes pour l'événement sont voisines de 20 g/l à l'échelle des placettes de 20 m² et 500 m² et de 5 g/l à l'échelle des bassins versants (tableau 2). Ce qui peut s'expliquer pour les mêmes raisons que précédemment, à savoir une diminution de la compétence du ruissellement dans son trajet jusqu'à l'exutoire. Cependant, les différences de charge entre les différentes échelles sont plus faibles qu'au printemps.

Par contre, les mesures sur 1 m² montrent que la charge est environ la moitié de celle des placettes de 20 m² et 500 m² alors que le ruissellement est du même ordre de grandeur. Ceci met en évidence que la distance de mesure (1m) est trop faible pour que le ruissellement atteigne une vitesse d'écoulement critique permettant le transport des particules détachées. Des mesures de vitesse du ruissellement (non présentées ici) confirment cette hypothèse.

Les résultats montrent, par ailleurs, que la charge est très dépendante de l'intensité de la pluie : elle est multipliée par 5 lorsque l'intensité *moyenne* de la période passe de 1 à 9 mm/h.

A l'échelle du bassin versant la réponse est beaucoup plus lissée, du fait du temps de réponse à l'exutoire et probablement aussi de la variabilité spatiale et temporelle de l'intensité de la pluie.

3.3. Les pertes en terre

Le produit du volume ruisselé par la charge solide de ce ruissellement permet d'évaluer les départs de terre aux différentes échelles. A l'échelle des parcelles de 500 m² la perte en terre atteint une valeur de 4 t/ha pour l'événement du 1 juillet 94, le plus érosif, ce qui est considérable. On ne dispose malheureusement pas de mesures à l'exutoire pour cet événement, mais si l'on se base sur un rapport d'échelle de l'ordre de 0,25 estimé à partir d'autres événements, on arrive à une perte en terre moyenne pour le bassin versant de 1 t/ha environ pour cet événement.

On arrive à des valeurs de près de 2 t/ha d'érosion diffuse à l'échelle de la parcelle et de 0,3 t/ha à l'échelle du bassin versant pour l'événement du 16 février. Plus de 90 % de cette perte en terre à l'exutoire se produit lors du pic d'intensité de pluie. Ces valeurs, très importantes pour de l'érosion principalement diffuse, montrent l'importance relative de ce type d'érosion par rapport à l'érosion linéaire. Elles permettent d'expliquer, par ailleurs, la vitesse de comblement des ouvrages de retenue des eaux de ruissellement destinés à protéger la voirie ou les zones urbaines contre les inondations boueuses (Fauck, 1994).

3.4. Transfert de pesticide

Le tableau 3 rassemble les résultats des analyses de pesticide effectuées sur le bassin versant durant la saison 94-95 aux différentes échelles.

surface m ²	concentration µg/l	décal heure	pluie cum. mm	lame ruiss. mm	érosion g/m ²	coeff. perte %
1	7701	1	6.7	4.6	11.3	19.7
1	5942	0	8.3	6.7	13.9	26.6
1	5467	24	2.5	0.9	4.2	2.7
1	4023	24	5	1.6	3.4	4.3
10	10950	0	3.5	1.85	8.7	11.3
10	1530	0	13	8.29	38.8	16.7
10	5195	24	3.5	1.45	8.7	4.2
10	1260	24	13	8.43	50.6	9.1
500	5252	20	5.2	0.44	1.2	1.3
500	3364	20	11.2	2.28	5.8	4.7
500	15.5	1512	160	14.12	50.8	0.006
86ha	6.5	1320	95.4	nd	nd	nd
86ha	8.0	1320	95.4			

Tableau 3 : Synthèse des analyses d'isoproturon effectuées aux différentes échelles sous pluies naturelles et simulées durant l'hiver 95 (noter les valeurs de concentration toutes supérieures à la norme de 0.1 µg/l et les coefficients de perte importants)

L'étude locale des transferts de pesticide sur la parcelle, aux échelles de 1, 10 et 500 m² met en évidence des concentrations d'isoproturon impressionnantes dans les premières eaux

sous simulation de pluie juste après un traitement : jusqu'à 10 000 $\mu\text{g/l}$ (alors que la norme OMS pour l'eau potable est de 9 $\mu\text{g/l}$). Le coefficient de perte, qui dépasse 26 % de la quantité épandue après 10 mn d'une pluie de 50 mm/h d'intensité, est également très important, notamment en regard des valeurs citées dans la bibliographie (Gril, 1992; Schiavon, 1992).

Cette très grande mobilité de l'isoproturon dans les eaux de ruissellement s'explique en partie par sa solubilité importante (70 mg/l à 20°C). Nous avons cependant évalué à près de 14 % le flux de pesticide sous forme particulaire. Les coefficients de ruissellement, très importants dans le contexte de notre étude par rapport à d'autres régions, contribuent au fort entraînement des pesticides dans les eaux.

La concentration en herbicide est très bien corrélée avec la hauteur de pluie cumulée quand celle-ci intervient juste après traitement. La corrélation se dégrade quand on passe à un délai de 24 heures entre application et pluie. Ceci traduit l'intervention de nouveaux processus influant sur le stock d'isoproturon disponible pour le ruissellement et sur sa forme : des processus de dégradation, indépendants de la pluviométrie, et des processus d'adsorption aux cinétiques lentes, augmentant la dépendance du transfert vis à vis du flux de particules, non uniquement conditionné par la hauteur de pluie mais aussi, entre autre, par son intensité.

A l'échelle du bassin versant, malgré la faiblesse des pluies de printemps après la période des traitements, une concentration moyenne en isoproturon de 7.3 $\mu\text{g/l}$ a pu être mesurée dans les eaux de ruissellement de l'événement du 29/04/95. Le coefficient de perte minimum qui a pu être calculé est faible : 0.1% du fait du long délai entre traitement et pluie ayant provoquée un ruissellement. Malgré ceci, la concentration d'isoproturon reste élevée.

3.5. Relations entre les différentes échelles

Lorsque l'on passe des placettes au bassin versant, le facteur d'échelle observé pour la charge solide est systématiquement très inférieur à 1 en moyenne (mais pas forcément sur des valeurs instantanées) avec des facteurs de 0.1 à 0.3, ce qui traduit probablement l'existence de pièges à sédiments sur le trajet depuis les parcelles jusqu'à l'exutoire et/ou une perte de compétence du ruissellement sur le même trajet. Cette dernière hypothèse, si elle était confirmée, indiquerait une spécificité des systèmes d'érosion diffuse par rapport aux systèmes à érosion concentrée, car ces derniers se caractérisent plutôt par une augmentation de la force tractrice du ruissellement qui conduit justement au creusement des incisions.

En ce qui concerne les coefficients de ruissellement, il semble que dans nos systèmes, une grande proportion du volume d'eau exporté d'une parcelle arrive à l'exutoire. Ainsi une bonne caractérisation spatiale des aptitudes au ruissellement de l'ensemble des parcelles situées sur un bassin versant permettrait une relativement bonne estimation des ruissellements potentiels à l'exutoire. Les résultats obtenus par Auzet et al. (1992) et King et Le Bissonnais (1992) vont dans ce sens, mais les recherches en cours devraient en améliorer la précision.

Pour les pesticides, avec des hauteurs de pluies cumulées proches, les concentrations ne sont pas significativement différentes quand on passe de 1 à 10 m² ou 500 m². Ainsi l'observation d'un mètre carré serait suffisante pour l'étude de l'exportation de l'isoproturon hors des parcelles agricoles. Par ailleurs, sur le bassin versant de Blosserville, constitué de parcelles cultivées juxtaposées, la différence de concentration entre les eaux issues directement de la placette de blé et les eaux à l'exutoire, semble uniquement due à une dilution par l'apport d'eau des surfaces ruisselantes non traitées.

Conclusion

Nos résultats montrent les risques très importants de pollution par les pesticides dans ce contexte de ruissellement et d'érosion diffuse généralisés. Ils confirment la nécessité de proscrire tout traitement en cas de prévision de pluie à court terme. En effet, à l'échelle des placettes, le coefficient de perte est notablement réduit quand la pluie intervient avec un délai suffisant après application. Cet effet se fait surtout ressentir sur les premières eaux de ruissellement.

L'étude à l'échelle des bassins versants met en évidence la nécessité de préserver prairies et bois dans la mosaïque du paysage (Lechevallier, 1992; Ouvry, 1992). Sur le bassin versant du Hanouard, encore largement occupé par des prairies et des bois, et pour lequel un suivi est également réalisé, les faibles événements pluvieux survenus après les traitements ont engendrés sur les parcelles traitées des ruissellements trop faibles pour pouvoir atteindre l'exutoire après avoir traversé les prairies, contrairement au cas du bassin de Blossenville entièrement cultivé pour lequel tous les ruissellements sont susceptibles de rejoindre l'exutoire.

Références

- Auzet A.V., Boiffin J., Papy F., Ludwig B., Maucorps J., 1992. Rill erosion as a function of the characteristics of cultivated catchments in the North of France. *Catena*, 20, 41-62.
- Boiffin J., 1984 - La dégradation structurale des couches superficielles du sol sous l'action des pluies. *Thèse INA-PG*, 320p + annexes.
- Dabene E. et Marie F. 1993 - Caractéristiques utiles pour l'évaluation du comportement de quelques matières actives dans l'environnement. *Ministère de l'agriculture et de la pêche*.
- Fauck R. 1994 - Gestion de la ressource en eau. Le problème de l'érosion des terres. *Comptes rendus de l'Académie d'Agriculture de France* ; 80(5) : 3-14.
- Gallien E., 1994 - Genèse du ruissellement et de l'érosion diffuse des sols limoneux - influence de l'utilisation du sol et transfert d'échelle du m² au versant. DAA, ENSAM.
- Gril J. J. 1992 - Ruissellement et transfert dans les bassins versants. In *Colloque phyt'eau eau-produits phytosanitaires-usages agricoles et connexes*, oct. 1992 Versailles, p. 95-121.
- King D. et Le Bissonnais Y., 1992 - Rôle des sols et des pratiques culturales dans l'infiltration et l'écoulement des eaux. Exemple du ruissellement et de l'érosion sur les plateaux limoneux du Nord de l'Europe. *C. R. Acad. Agric.*, 78(6), 91-105.
- Le Bissonnais Y., 1990 - Experimental study and modelling of soil surface crusting processes. In: R. B. Bryan (Ed), *Soil Erosion-Experiments and models*, *Catena supplement 17*: 13-28.
- Le Bissonnais Y., B. Renaux and H. Delouche 1995 - Interactions between soil properties and moisture content in crust formation, runoff and interrill erosion from tilled loess soils. *Catena*. in-press.
- Lechevallier C., 1992 - Evolution des structures agraires et érosion des sols en Pays de Caux. *Bull. Assoc. Géogr. Franç.* 2, 101-106.
- Ludwig B., 1992 - L'érosion par ruissellement concentré des terres cultivées du Nord du Bassin Parisien. Thèse Univ. Strasbourg.
- Ouvry J. F., 1992 - L'évolution de la grande culture et l'érosion des terres dans le Pays de Caux, *Bull. Assoc. Géogr. Franç.* 2, 107-113.
- Papy F. et Douyer, 1991 - Influence des états de surface du territoire agricole sur le déclenchement des inondations catastrophiques. *Agronomie*, 11 (3), 201-215.
- Proffitt A.P.B., Rose C.W., Hairsine P.B. 1991 - Rainfall detachment and deposition : experiments with low slopes and significant water depths. *Soil Science Society of America Journal*, 55 : 325-332.

- Rauws G. et Govers G., 1988 - Hydraulic and soil mechanical aspects of rill generation on agricultural soils. *J. of Soil Sci*, 39, 111-124.
- Rico G., 1990 - *Hydrogéologie de la craie : le système aquifère karstique de l'Aubette (Seine-Maritime)*. Thèse (Hydrogéologie, Université de Rouen), 252 p + annexes.
- Schiavon 1992 - Données actuelles sur les transferts d'atrazine dans l'environnement. *Agronomie*, 12, 129-139.

TRANSFERT DU CUIVRE DANS LES SOLS DE VIGNOBLES

Luisa Ma. FLORES VELEZ, Michel ROBERT, Jacques DUCAROIR et Françoise ELSASS.
INRA, Unité Science du Sol. Route de Saint Cyr, 78026 Versailles CEDEX.

Résumé

Il y a en France près d'un million d'hectares de sols cultivés en vignobles. Une grande partie d'entre-eux a reçu depuis des dizaines d'années, voire même plus d'un siècle, un traitement à base de cuivre: la bouillie bordelaise utilisée pour lutter contre le mildiou. Il en résulte une accumulation de cuivre dans les couches superficielles des sols qui peut être importante (de 200 à plus de 1000 ppm). Le cuivre ayant une telle origine a été, jusqu'à présent, peu pris en compte dans les préoccupations environnementales. Des risques potentiels existent maintenant pour les zones viticoles de production de vin de basse qualité si elles sont amenées à se reconverter vers d'autres cultures, ou si des phénomènes d'érosion se développent.

Pour connaître le transfert du Cu dans les sols des vignobles, il faut d'abord étudier la spéciation de ce métal dans le sol. Différentes méthodes de spéciation sont disponibles et un exemple de spéciation dans le Beaujolais à Lathevalle a montré que l'utilisation de méthodes directes physiques peut fournir des données importantes sur la spéciation du Cu dans les sols.

1 Introduction

Si les hommes ont enfin pris conscience de la vulnérabilité de l'environnement, ils n'apprécient pas toujours le rôle particulier du sol, à ce point de vue: le sol constitue, en effet, le point sensible de l'environnement terrestre. Toute modification défavorable de l'atmosphère, de l'hydrosphère et de la biosphère a ses répercussions sur l'état du sol qui joue en quelque sorte, un rôle d'épurateur vis-à-vis de l'air et de l'eau. Le sol exerce une triple action "antipollution": suivant les circonstances, il exerce le rôle de filtre, de tampon, enfin d'agent biologique de transformation (voire de biodégradation). Il se comporte en filtre à l'égard des métaux lourds et des radioéléments, en milieu tampon à l'égard des "pluies acides", et enfin en transformateur biologique vis-à-vis des composés dits xénobiotiques (phytosanitaires et déchets pétroliers) (Duchaufour, 1991).

On regroupe sous le nom de "métaux lourds", certains éléments (avec une densité relative supérieure à 5), dotés de propriétés chimiques particulières qui sont susceptibles de s'incorporer à la biomasse, dont ils perturbent le système enzymatique. Certains d'entre eux sont des oligo-éléments, indispensables à faible dose : cuivre, molybdène, zinc, manganèse, sélénium; d'autres se trouvent parmi les polluants élémentaires les plus dangereux : cadmium, mercure, nickel, plomb, chrome. Certains métalloïdes, sont également des polluants redoutés par exemple l'arsenic, l'étain et l'antimoine (Manahan, 1993).

En dehors du fond géochimique, il existe trois sources principales de métaux lourds:

1. les apports d'origine agricole (amendements organiques, engrais minéraux, pesticides);
2. les résidus industriels et urbains (boues d'épuration, composts urbains);
3. les retombées atmosphériques.

Le transport ces métaux dans le sol peut se faire sous forme dissoute où en suspension, les transferts peuvent se faire vers les racines des plantes ou les micro-organismes du sol. Le

transport de substances dissoutes peut aussi avoir lieu par la solution du sol (diffusion) ou avec le mouvement de la solution du sol (flux de matière ou convection) vers les hydrosystèmes.

La pollution par les métaux traces est un problème important puisque la présence de teneurs importantes en métaux traces peut saturer les groupements fonctionnels spécifiques capables de les fixer, sous des formes relativement non accessibles, et laisser un excès considérable se fixer dans les positions plus réactives et potentiellement toxiques. Dans ce cas la protection et la régénération du sol requièrent la compréhension des formes et des mécanismes de combinaison des métaux traces dans les polluants et leur chimie dans les sols. En effet, il est impossible de prédire le devenir des métaux traces sans connaître leurs principales formes chimiques (spéciation) et les transformations possibles des éléments (Beckett, 1989).

Le cuivre dans les sols de vignoble est un bon exemple d'apport d'un métal lourd résultant de l'utilisation d'un traitement fongicide. Ce travail a pour objet de mettre en évidence l'importance générale de la spéciation des métaux dans les sols (méthodes indirectes et directes) et de donner un exemple de spéciation dans le cas particulier du cuivre.

2 La spéciation des métaux dans les sols et leur transfert

Les métaux qui arrivent au sol peuvent être distribués entre les différents compartiments du sol (dissous et solides) :

- adsorbés à la surface des minéraux argileux, oxydes de fer et manganèse, et à la matière organique;
- présents dans le réseau des minéraux secondaires comme carbonates et sulfures;
- occlus dans des matériaux amorphes comme les oxyhydroxydes de fer et manganèse, sulfures de fer et débris organiques;
- présents dans le réseau des minéraux primaires.

Puisque ces formes chimiques présentent généralement des propriétés physiques et chimiques différentes, la détermination de la teneur totale des métaux du sol ne fournira qu'une information partielle sur les interactions possibles avec les différents constituants, biologiques ou non, présents dans les sols. Dans ces conditions, il semble souhaitable de déterminer les formes chimiques sous lesquelles les métaux se trouvent. Une telle connaissance est susceptible d'apporter des informations utiles pour la détermination de leur origine et la compréhension de leur comportement géochimique : diagenèse, mobilité, transfert et surtout leur disponibilité biologique. En particulier, la bioaccumulation de certains métaux semble dépendre des différentes phases géochimiques avec lesquelles les métaux sont associés (Tessier *et al* 1988).

Il existe deux façons d'aborder le problème de la spéciation des métaux dans les sols, soit par des méthodes indirectes, soit par des méthodes directes (Rybicka *et al.* 1994).

2.1 Les Méthodes Indirectes.

Modélisation.

Bien que la solution du sol soit un système ouvert et dynamique dont la composition reflète beaucoup les réactions simultanées entre les composants aqueux et l'ensemble des phases solides minérales et organiques, une connaissance des caractéristiques des équilibres des métaux traces dans le sol peut être un guide utile pour prédire les phénomènes qui se produiront en cas de pollution. Ces caractéristiques générales ne peuvent pas être évaluées ou estimées d'une façon satisfaisante par des expériences de laboratoire à cause de la complexité du sol (Mattigod *et al.* 1979).

Cependant les modèles présentent plusieurs problèmes potentiels, la principale hypothèse est que des conditions d'équilibre ou de quasi équilibre dominant l'échange des métaux entre les

différentes phases présentes dans le sol. Des informations cinétiques sont nécessaires pour confirmer l'hypothèse de l'existence d'équilibre, de la même façon l'identification précise des mécanismes d'adsorption par les différentes phases présentes pourrait aider à l'amélioration des modèles existants ou à la proposition des modèles plus pertinents. L'estimation de valeurs plus réalistes est nécessaire pour:

1. les constantes de stabilité des complexes des métaux traces avec les ligands inorganiques et ligands mixtes;
2. les constantes de stabilité des métaux traces avec des ligands que se trouvent naturellement dans les sols;
3. les produits de solubilité pour les minéraux présents dans le sol;
4. les constantes d'échange thermodynamiques et les coefficients d'activité d'échange (Mattigod *et al.* 1979).

Extractions chimiques.

Une autre approche indirecte est constituée par les extractions chimiques: celles-ci ont pour objet la séparation des métaux traces en plusieurs fractions opérationnelles en utilisant des réactifs de comportements chimiques différents pour libérer un métal lié à un sédiment ou un composant du sol. Beaucoup de réactifs chimiques dits "spécifiques" ont été utilisés pour identifier les différentes formes de fixation des métaux traces aux sols et sédiments (Tessier *et al.* 1988). Généralement trois à huit extractants sont utilisés en séquence, les premiers étant les moins agressifs et les plus spécifiques, et les suivants sont progressivement plus agressifs et moins spécifiques. Les extractants les plus utilisés peuvent être classés de la manière suivante :

- électrolytes concentrés,
- acides faibles,
- agents réducteurs,
- substances complexantes,
- agents oxydants,
- acides forts.

Les séquences de fractionnement se différencient à plusieurs titres et notamment par la nature et la concentration des réactifs, par l'intensité des extractions, par le nombre et l'ordre des réactifs dans la séquence, par les fractions chimiques extraites et par les éléments chimiques étudiés.

Les recherches sur les extractions séquentielles peuvent se regrouper selon trois objectifs:

1. les recherches sur la méthodologie des protocoles d'extraction et la manière dont elles peuvent affecter les résultats expérimentaux;
2. les recherches agronomiques qui visent à étudier des relations entre une ou des fractions, les propriétés des sols et les réponses des plantes (biodisponibilité-biotoxicité);
3. les recherches sur l'environnement qui caractérisent les apports exogènes et plus particulièrement les effets provoqués par des quantités importantes d'éléments métalliques apportés au sol.

Beaucoup de problèmes, cependant, ont été identifiés dans ces méthodes d'extractions chimiques, les plus importants sont ceux liés à l'efficacité et à la sélectivité des réactifs ainsi qu'à la réadsorption des métaux traces sur les phases solides résiduelles. Néanmoins une fois que les limitations ont été reconnues, les extractions chimiques peuvent donner des informations utiles dans des études biologiques et géochimiques.

2.2 Les Méthodes Directes.

Des méthodes directes comme la microscopie électronique analytique à transmission et à balayage (microscope électronique connecté à un spectromètre de rayons X à énergie dispersive: TEM-EDS, SEM-EDS) permettent l'identification non ambiguë des formes chimiques des métaux traces. L'inconvénient de cette méthodologie est le nombre important d'analyses qu'il faut réaliser pour généraliser la distribution des métaux traces à l'ensemble du sol.

Les méthodes directes conventionnelles, qu'elles soient structurales (diffraction des rayons X, microscopie électronique) ou spectroscopiques (RMN, RPE) sont très performantes dès lors qu'elles s'adressent à des composés modèles et elles ont été assez largement utilisées dans le passé pour déterminer les mécanismes élémentaires d'interaction des éléments chimiques avec les principaux constituants des sols (Manceau *et al.* 1994). Les méthodes spectroscopiques donnent accès à l'environnement proche de l'atome (spéciation absolue), les autres méthodes permettent de replacer l'élément dans une structure (cristalline ou autre) et d'avoir accès à la taille des constituants. Cependant l'extrapolation de ces résultats aux sols bruts se heurte à la prise en compte de leur grande hétérogénéité à la fois structurale et chimique. Néanmoins si les méthodes directes peuvent être utilisées, elles peuvent fournir une identification non ambiguë des formes chimiques des métaux lourds et leur distribution.

Un exemple de méthode spectroscopique est l'EXAFS qui fournit des informations sur l'environnement chimique et structural moyen de l'atome cible. Cependant la limitation de la méthode est son coût lié à l'usage de synchrotron. Une autre méthode directe est le fractionnement physique qui peut donner des informations intéressantes sur la distribution des métaux dans les diverses fractions granulométriques du sol: sables, limons et argiles.

3 Cas du cuivre dans les sols des vignobles, un exemple de spéciation.

L'emploi répété, d'un traitement fongicide à base de cuivre, la bouillie bordelaise (mélange de sulfate de cuivre avec de la chaux) a entraîné une accumulation de cet élément dans les couches superficielles des sols des vignobles. Cette accumulation peut être importante (de 200 à plus de 1000 ppm) (Roulier, 1988). Cette accumulation est au-dessus des normes pourtant élevées fixées pour le cuivre : en France 100 ppm (NFU44-041 de 1985), ou 140 ppm limite supérieure pour la Directive CEE 1986-8 (Cahiers Techniques-ANRED, 1988). Un tel problème est relativement spécifique aux grands pays viticoles : l'Espagne, l'Italie et particulièrement la France.

Le cuivre ayant une telle origine a été, jusqu'à présent, peu pris en compte dans les préoccupations environnementales. En effet, des travaux ont concerné soit le cuivre provenant du fond géochimique (roches-mères) dont la teneur est en général faible (sauf anomalie), soit les apports par des épandages de lisiers sur les sols. Dans ce dernier cas, les apports ont été jusqu'à maintenant relativement limités à des surfaces moins importantes que celles des vignobles. Des travaux effectués par les agronomes existent sur les sols de vignobles (Delas, 1984), mais ils sont basés surtout sur des analyses de cuivre total et sur la phytotoxicité éventuelle du cuivre pour les cultures, principalement celle de la vigne.

On se propose dans cet article de montrer brièvement quelques résultats de la spéciation du cuivre dans un sol de vignoble: le Beaujolais. Nous soulignerons surtout la comparaison entre les méthodologies indirectes et directes.

3.1 Matériels et Méthodes

Les échantillons étudiés proviennent d'un profil de sol du Beaujolais à Lathevalle. Il s'agit d'un sol acide sableux développé sur colluvion et sans horizon différencié. L'étude a été réalisée sur les niveaux les plus concentrés en cuivre : 2-5 cm et 5-28 cm. L'échantillon de la surface (0-2 cm) n'est pas considéré à cause des hautes teneurs en débris végétaux. Le tableau 2 donne ses principales caractéristiques.

Profondeur cm	pH KCl 1N	CO ₃ ²⁻ g/kg	CEC Cmol/kg	C.Org. g/kg	CuTot. mg/kg	FeTot. mg/kg	MnTot. mg/kg	Argiles %	Limons %	Sables %
2-5 cm <2 mm	4	<1	4,3	9,30	209,0	12500	734	5,6	23,9	70,5
5-28cm <2mm	3,8	<1	4,7	5,10	127,0	14500	703	13,4	28,4	58,2

Tableau 1: Caractéristiques chimiques et granulométriques des échantillons des niveaux 2-5 cm et 5-28 cm de Lathevalle en Beaujolais.

Trois études de spéciation sont comparées brièvement: les extractions chimiques séquentielles, la microscopie analytique à transmission et le fractionnement physique.

3.2 Extractions séquentielles (méthode indirecte)

20 g de sol <2mm	
+ 200 ml MgCl ₂ 1M, pH=7 (2 h)	Tessier <i>et al.</i> 1979
+ 100 ml NaOCl 0,7M, pH=3.85 (3 h)	Schuman, 1979
+ 200 ml (NH ₄) ₂ C ₂ O ₄ ·2H ₂ O 0,2M, pH=3,5 (2 h)	McKeague and Day, 1966
attaque acide HF/HClO ₄	

Tableau 2: Les extractions séquentielles.

3.3 Microscopie analytique à transmission (méthode directe)

Une aliquote de la fraction solide (< 5 µm) du sol a été traitée par la glutaraldéhyde pour fixer la matière organique et ensuite déshydratée et imprégnée par une résine (Spurr). Les coupes ultra minces (50 à 80 nm) ont été ensuite colorées avec l'acétate d'uranile puis au citrate de plomb. Elles ont été ensuite observées au microscope électronique Philips STEM 420 connecté à un spectromètre de rayons X à énergie dispersive EDS.

4.4 Fractionnement physique (méthode directe)

Ce fractionnement a été réalisé selon le protocole de Ducaroir et Lamy 1995. Six fractions granulométriques ont été séparées à partir de l'échantillon de niveau 2-5 cm: 500-2000, 200-500, 100-200, 50-100, 20-50 et <20 µm: elles seront nommées fractions "totales". Ensuite une fraction enrichie en carbone organique a été séparée des fractions totales >20µm, elles seront nommées fractions "légères".

4.5 Résultats et Discussion

Extractions chimiques séquentielles (méthode indirecte)

La figure 1 montre les résultats des extractions séquentielles. Nous avons constaté que la fraction la plus riche en cuivre dans tout le profil est la phase résiduelle. Des résultats du même

type ont déjà été trouvés dans des sols très différents du sol du Beaujolais, par exemple les sols calcaires du Moussy (Flores *et al.* 1994). Ces résultats illustrent un des problèmes des extractions séquentielles : leur manque de sélectivité et la possibilité de fixation du cuivre sur la phase solide résiduelle.

Microscopie analytique à transmission (méthode directe).

Après l'analyse de 100 particules de chaque échantillon des niveaux 2-5 cm et 5-28 cm, nous avons trouvé qu'il n'existe pas une fixation préférentielle du cuivre sur un constituant particulier du sol. Le cuivre se trouve lié aux feldspaths, vermiculites, gels inorganiques amorphes (Fe, Mn, P et Al), gels organiques amorphes avec Al. On le retrouve également concentré dans des bactéries. Plusieurs de ces constituants ne sont pas spécifiquement pris en compte par les extractions chimiques séquentielles.

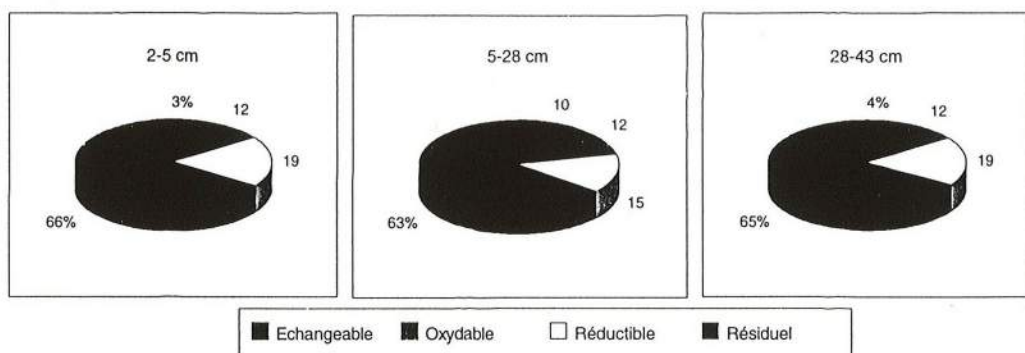


Figure 1: Répartition du cuivre évalué par extractions chimiques séquentielles de trois niveaux du sol du Beaujolais à Lathevalle.

Fractionnement physique (méthode directe).

Le tableau 3 montre les caractéristiques chimiques des fractions étudiées après fractionnement physique. La teneur en Cu des fractions légères nous permet d'assigner une fixation préférentielle avec les constituants organiques de ces fractions. D'après un bilan qui prend en compte la teneur totale du Cu, 27% de cet élément se trouvent liés à la matière organique qui se trouve dans la fraction légère.

Fraction Totale	C ORG. g/kg	N g/kg	P g/100g	Cu mg/kg	Mn mg/kg	Fe g/100g
2000-500 µm	4.34	0.301	0.130	59.2	522	1.45
500-200 µm	8.24	0.480	0.075	106	275	0.55
200-100 µm	9.78	0.825	0.096	166	447	0.54
100-50 µm	11.59	0.986	0.118	225	572	0.69
50-20 µm	10.97	0.904	0.100	200	519	0.67
<20µm	23	2.497	6.60	511	1716	2.65
Fraction Légères						
2000-500 µm	384.8	17.8	0.287	2645	923	0.40
500-200 µm	375.7	19.5	0.490	4200	1232	0.45
200-100 µm	297.5	22.4	0.634	4730	1657	0.81
100-50 µm	364.3	29.0	0.874	6200	2453	1.18
50-20 µm	194.2	15.2	0.636	3340	2288	1.64

Tableau 3: Caractéristiques chimiques des fractions totales et légères de l'échantillon 2-5 cm du Beaujolais à Lathevalle.

Conclusion

On peut tirer de cette étude une série d'enseignements plus généraux concernant la spéciation du cuivre ou des autres éléments traces dans les sols. Les extractions chimiques ne sont pas assez sélectives et ne donnent pas une représentation réelle de la distribution chimique du Cu. Les études de microscopie analytique à transmission (ATEM) nous'ont montré la complexité de la distribution du cuivre dans le sol du Beaujolais (Lathevalle), complexité qui ne peut être prise en compte par les méthodes chimiques. Il semble que le fractionnement physique soit une bonne méthode pour appréhender la localisation du Cu dans le sol. Dans le cas présent, elle a permis de montrer qu'une grande partie du Cu se trouve en effet lié à la matière organique des fractions grossières.

Si nous considérons la diversité et la complexité des sols, une méthode "universelle" de spéciation, comme les extractions chimiques, nous paraît irréaliste. La combinaison de plusieurs méthodes directes semble le meilleur moyen pour connaître la spéciation des métaux dans les sols et de cette façon mieux connaître le transfert des métaux polluants dans le sol.

Références

- Beckett P.H.T.(1989) The Use of Extractants in Studies on Trace Metals in Soils, Sewage Sludges and Sludge Treated Soils. *Advances in Soil Science*. 9, 143-76.
- Delas J. (1984) Les Toxicités Métalliques dans les Sols Acides. *Progrès Agricole et Viticole*. 101, 4, 96-101.
- Duchaufour Ph. (1991) *Pédologie. Sol, végétation, environnement*. Masson, Paris.
- Ducaroir J. et Lamy I. (1995) Evidence of Trace Metal Association with Soil Organic Matter Using Particle Size Fractionation after Physical Dispersion Treatment. *Analyst*. 120, 741-45.
- Flores-Vélez L.M., Robert M., Ducaroir J. et Elsass F. (1994) Speciation and dynamics in long term cultivated vineyard soils. Definition and risks for the environment. *Proceedings of the 15th World Congress of Soil Science*. 3b,172-3.
- Manahan S.E. (1993) *Fundamentals of Environmental Chemistry*. Lewis Publishers Inc. USA.
- Manceau A., Boisset M.C. et Hazemann J.L. (1994) Aide à la détermination des seuils de concentration nécessitant la décontamination des sols. *Rapport Min. Env. D.R.A.E.I.* N° 911125.

- Mattigod S.V. et Sposito G. (1979) Chemical Modeling of Trace Metal Equilibria in Contaminated Soil Solutions Using the Computer Program SOILCHEM. Dans Chemical Modeling in Aqueous Systems, chap. 37. American Chemical Society.
- McKeague J.A. et Day J.H. (1966) Dithionite and oxalate extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soils. *Can. J. Soil Sci.* 46, 13-22.
- Rybicka E.H., Wilson M.J. et McHardy W.J. (1994) Chemical and Mineralogical Forms and Mobilisation of Copper and Lead in Soils from a Cu-smelting area in Poland. *J. Environ. Sci. Health.* A29(3), 531-46.
- Roulier, J.L. (1988) Mobilité et rémanence des métaux utilisés dans les traitements phytosanitaires de la vigne. Mémoire du DEA : Gestion et Traitement des Déchets, INSA Lyon. 45 p.
- Schuman, L.M. (1979) Zinc, Manganese, and Copper in Soil Fractions. *Soil Science* 127, 1, 10-17.
- Tessier, A., Campbell P.G.C. et Bisson M. (1979) Sequential extraction procedure for the Speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* 51, 844-851.
- Tessier A. et Campbell P.G.C (1988) Partitioning of Trace Metals in Sediments. Dans *Metal Speciation: Theory, Analysis and Application* Chap.9. Ed. Kramer JR and Allen H.E. eds, Lewis Publishers Inc. USA.
- Cahiers Techniques-ANRED, N° 23 (1988) ANRED, Ministère de l'Environnement.

ÉTUDE DE LA POLLUTION DIFFUSE D'ORIGINE AGRICOLE SUR LE SITE DU GRAND MORIN

Nils FAUCHON, Compagnie Générale des Eaux
32, Place Ronde 92982 - PARIS LA DEFENSE - Tél. : (1) 46 35 30 82

Résumé

La présence de micropolluants agricoles dans les eaux de surface en Ile-de-France a créé de nouvelles contraintes vis-à-vis de la production d'eau potable. Le respect des normes de qualité pour l'eau potable et, d'une façon générale la maîtrise de la pollution diffuse d'origine agricole, nécessitent d'importants efforts de recherche, qui doivent porter aussi bien sur les méthodes de dosage des contaminants dans le milieu naturel que sur les méthodes de traitements de ces contaminants dans les filières de potabilisation, ou sur l'élaboration d'outils permettant d'orienter des politiques de prévention en matière de pratiques agricoles.

Introduction

La Compagnie Générale des Eaux et le Syndicat des Eaux d'Ile-de-France mènent depuis plusieurs années des études sur la contamination des cours d'eau de la région parisienne par les micropolluants agricoles. Si les usines de production d'eau potable du Syndicat des Eaux d'Ile-de-France, implantées sur la Seine, la Marne et l'Oise, sont aujourd'hui équipées de dispositifs de traitement permettant de faire face à la contamination des ressources en eau par les produits phytosanitaires, la maîtrise de la pollution diffuse d'origine agricole impose toujours d'importants efforts de recherche, notamment en matière de prévention.

En région parisienne, le bassin versant du Grand Morin, qui est un affluent de la Marne, est un site privilégié pour l'étude de la micropollution agricole ; les travaux qui y sont menés s'inscrivent dans le cadre du programme ISMAP (Integrated System of Management of Agricultural Pollution) et portent sur un suivi systématique de la qualité des eaux, sur la simulation des transferts de polluants dans le milieu naturel, sur la définition des zones vulnérables du bassin, ainsi que sur les pratiques culturales.

1 Contamination des cours d'eau de la région parisienne

1.1 Caractéristiques de la contamination

L'évolution des concentrations des contaminants agricoles dans les eaux de surface présente le plus souvent une forte variabilité temporelle, ce qui représente l'un des problèmes majeurs auquel est confronté l'exploitant des ressources en eau.

Cette évolution se caractérise par des épisodes saisonniers de fortes concentrations liés à la période d'application des produits phytosanitaires sur les cultures ; par ailleurs, des concentrations significatives de certains polluants peuvent être observées de façon permanente ("bruit de fond") tout au long de l'année.

Pour l'atrazine, herbicide appliqué sur le maïs en mars-avril, la contamination des eaux de surface s'accroît sensiblement chaque année, depuis avril jusqu'en juillet (figure 1). Ce phénomène de saisonnalité est dû à l'entraînement de la matière active hors des parcelles par les écoulements superficiels liés aux épisodes pluvieux (ruissellement, écoulements hypodermiques, drainage artificiel et assainissement agricole). Les concentrations observées nécessitent la mise en oeuvre d'un traitement spécifique dans les usines de production d'eau potable (ozonation, peroxyde d'hydrogène).

Durant toute l'année, de faibles concentrations d'atrazine sont enregistrées, ce qui correspond au drainage des nappes contaminées du bassin versant par le cours d'eau. Ce bruit de fond est généralement compatible avec le fonctionnement en routine des filières de traitement.

L'isoproturon, herbicide appliqué sur les céréales d'hiver à la fin de l'automne ou au début du printemps, est responsable d'une contamination des eaux de surface liée à ces deux périodes d'utilisation (figure 2) ; du fait de ses caractéristiques chimiques (indice KOC, ...), cette substance n'est généralement pas considérée comme un contaminant important des eaux souterraines, ce qui est confirmé par l'absence de bruit de fond dans les cours d'eau.

Il existe en outre des pics de concentrations, pouvant atteindre pour l'atrazine plusieurs microgrammes par litre, qui se surajoutent aux périodes de fortes concentrations saisonnières ; ces épisodes nécessitent l'utilisation de réactifs de crise dans les filières de traitement, tel que le charbon actif en poudre.

Ces caractéristiques de la contamination des eaux de surface, effet saisonnier, bruit de fond et pics, peuvent être observées en région parisienne pour plusieurs produits phytosanitaires d'usages ou de familles chimiques différents.

1.2 Origine des micropolluants

Si c'est à l'usage agricole des produits phytosanitaires que peut être imputé la contamination essentielle des ressources en eau, il n'en demeure pas moins que les usages urbains de ces produits ont également un impact qui peut être significatif sur les eaux de surface.

Atrazine, simazine ou diuron sont quelques unes des matières actives utilisées par les collectivités ou les services de l'Etat pour le désherbage des bordures de voirie ou des voies ferrées, et dont la présence peut être mise en évidence dans les eaux de ruissellement urbaines, parfois à des concentrations de plusieurs microgrammes par litre à l'exutoire de certains collecteurs rejoignant les cours d'eau.

Dans le cas de prises d'eau situées sur les cours d'eau de la région parisienne, c'est-à-dire en aval de secteurs urbanisés ou semi-urbanisés, l'impact du ruissellement urbain peut donc se superposer à celui des activités agricoles :

- le bruit de fond observable pour l'atrazine a pour origine une contamination des eaux souterraines qui est le résultat d'une utilisation lourde de cet herbicide en agriculture durant de longues périodes,

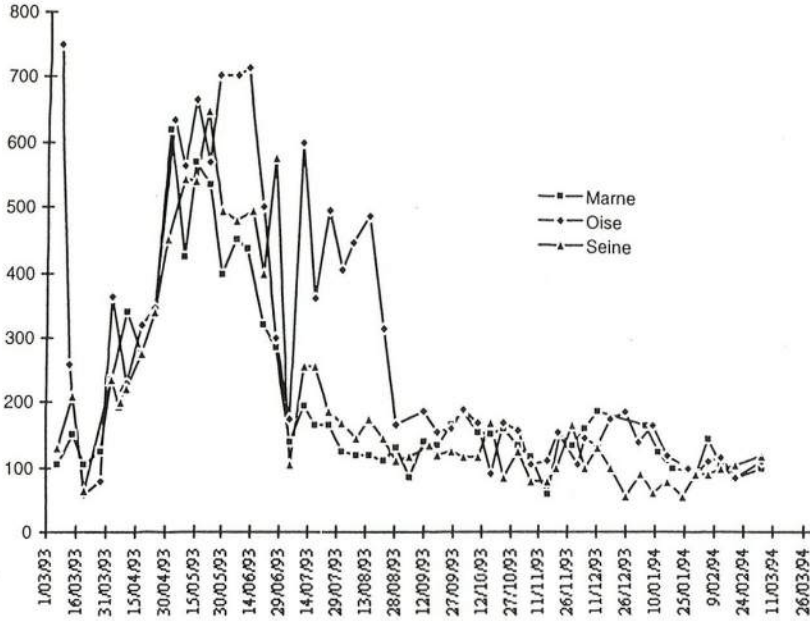


Figure 1 : Evolution des concentrations d'atrazine dans la Seine, la Marne et l'Oise, (mars 1993 à mars 1994, ng/l).

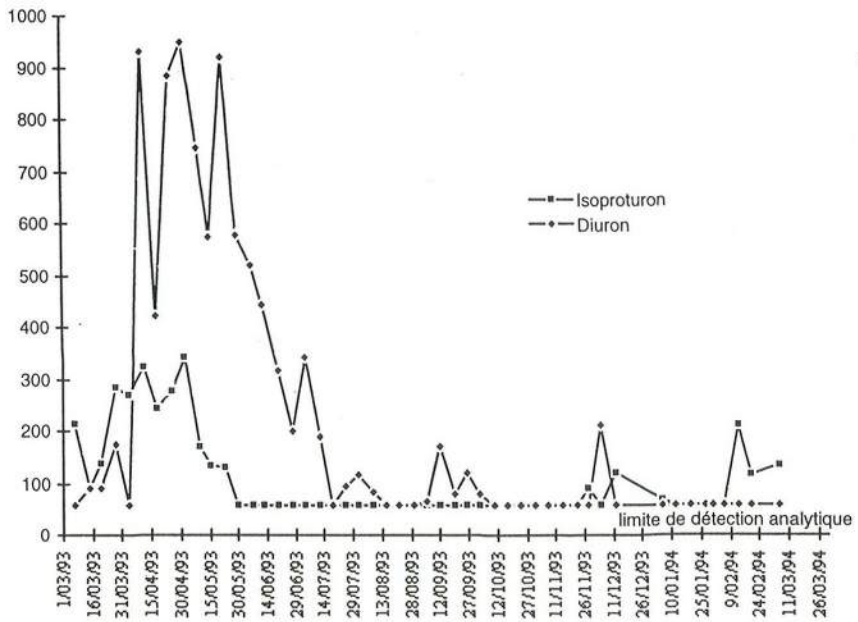


Figure 2 : Evolution des concentrations d'isoproturon et de diuron dans la Marne (mars 1993 à mars 1994, ng/l).

- Les effets de saisonnalité sont également la conséquence directe de l'application des matières actives sur les parcelles cultivées au printemps, mais peuvent également, par exemple pour le diuron ou la simazine, avoir une origine urbaine, les traitements de voirie étant réalisés à la même période.
- L'origine des épisodes brefs de fortes concentrations peut, de la même façon, être agricole ou urbaine. Un pic bref de concentration proviendra d'une source proche du point de mesure, c'est-à-dire de la zone urbanisée, alors qu'un pic plus long correspondant à une source éloignée, sera imputable à une application agricole mal contrôlée ou réalisée dans des conditions météorologiques défavorables.

2 Objectifs à atteindre

Du point de vue du producteur d'eau potable, ces variations de la qualité de l'eau brute font naître des contraintes d'exploitation fortes au jour le jour ; l'existence d'une contamination permanente des ressources et d'effets saisonniers marqués posent, par ailleurs, le problème de la protection à long terme de ces ressources et donc de l'évolution des pratiques culturales.

Pour apporter des solutions à ces problèmes, la Compagnie Générale des Eaux, associée à ses partenaires du programme ISMAP, mène aujourd'hui des travaux dans trois directions complémentaires :

- amélioration des techniques de dosage des micropolluants agricoles dans le milieu naturel, grâce au développement de méthodes analytiques fiables, et opérationnelles en routine (méthodes multirésidus) ;
- développement de procédés de traitement des eaux contaminées dans les filières de potabilisation, afin de respecter les seuils réglementaires relatifs à la qualité de l'eau potable, et d'outils de prévision de l'évolution des concentrations de polluants dans les eaux de surface ;
- développement d'un système d'information et d'aide à la décision pour l'optimisation de l'usage des produits phytosanitaires et des pratiques agricoles, en regard des contraintes d'environnement.

3 Programme d'études sur le site du Grand Morin

Les outils et les méthodes, qui sont actuellement en cours de développement, sont testés et validés sur des sites expérimentaux comme celui du bassin versant du Grand Morin, avec le concours du Syndicat des Eaux d'Ile-de-France et de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie ; ces travaux portent notamment sur :

- un suivi fin de la qualité des eaux, qui a permis de mettre en évidence les principales caractéristiques du transfert de certains produits phytosanitaires dans le milieu naturel, et en particulier les relations existant entre l'évolution des concentrations dans les eaux de surface et l'hydrologie du bassin. Différentes méthodes multirésidus de dosage des micropolluants sont appliquées ou testées sur le bassin (triazines, phényl-urées, carbamates, ...) ;

- l'application de méthodes de définition des zones vulnérables du bassin, vis-à-vis des risques de contamination des eaux souterraines et des eaux de surface par les produits phytosanitaires ; ces méthodes s'appuient sur la cartographie des critères du milieu physique impliqués dans les mécanismes de transfert (nature des formations superficielles, importance de la zone insaturée, ...) ;
- des enquêtes relatives aux pratiques agricoles, qui ont été réalisées auprès d'échantillons représentatifs d'agriculteurs du bassin, afin de connaître précisément la nature des produits phytosanitaires utilisés et leurs conditions d'application sur les cultures (dates, doses, ...) ;
- l'étude du cycle de l'eau à l'échelle de l'ensemble du bassin. Ce travail repose sur une approche mécaniste, avec pour objectif dans un premier temps, de modéliser les mécanismes d'écoulements superficiels et d'alimentation des nappes souterraines, puis dans un second temps de simuler l'impact sur la qualité des eaux de scénarios portant sur l'occupation du sol ou sur certaines pratiques culturales (dates d'application des herbicides, drainage, ...) ;
- les transferts des polluants (atrazine et isoproturon) peuvent aujourd'hui faire l'objet de modélisation permettant dans certaines conditions de prévoir l'apparition des pics de concentration dans les eaux de surface ; les méthodes mise en oeuvre pour ce type d'approches sont conceptuelles, toutes les composantes du transfert des contaminants ne pouvant être représentées de façon mécaniste dans la perspective d'une prévision à court terme.

L'avancement des travaux sur ce site, comme sur d'autres sites du programme ISMAP, permettra d'établir des outils permettant de mener des politiques de prévention vis-à-vis de la pollution diffuse d'origine agricole. De telles politiques de prévention sont fondées sur une évolution des pratiques culturales permettant une utilisation raisonnée des produits phytosanitaires par rapport au milieu environnant, ainsi que par la réalisation d'aménagements de détail des zones cultivées visant à limiter les phénomènes de ruissellement et donc les transferts de matières actives dans les eaux de surface.

Note

Les partenaires français du programme ISMAP sont :

- la Compagnie Générale des Eaux
- le Laboratoire d'Hydraulique de France
- le CEMAGREF
- la Société chimique de la Grande Paroisse
- Rhône-Poulenc Agrochimie
- Ciba Ceigy

TRANSFERT DE NITRATES SUR UN GRAND BASSIN VERSANT

MANTILLA MORALES Gabriela
CEMAGREF division Hydrologie, Antony

Résumé

Ce travail porte sur la modélisation du transfert de nitrates à différentes échelles de bassins versants. Un modèle semi-distribué à pas de temps journalier, prenant en compte les transferts d'azote depuis les apports de fertilisants jusqu'à la dénitrification dans le cours d'eau, a été élaboré et testé sur des sous-bassins de la Charente (France). Le but principal recherché était la simulation de la concentration en nitrates à l'exutoire des bassins versants.

Un modèle hydrologique de type conceptuel a été choisi et adapté à la simulation du transfert de nitrates. Les différentes composantes du modèle et ses paramètres sont soit tirés de la littérature, soit déterminés expérimentalement, ou encore calés sur un jeu de données d'apprentissage. Le modèle conceptuel de lessivage est relié de manière étroite à un modèle pluie-débit, tant par les variables d'état que par les paramètres. Le calage a été fait sur des sous-bassins où sont connus à la fois les débits et les concentrations.

L'utilisation du modèle est ensuite étendue à des bassins sur lesquels on ne dispose que d'un seul de ces deux termes ou bien d'aucun d'entre eux. Le modèle résultant de ces travaux a été appliqué à la fois sur un grand bassin versant d'une dizaine de milliers de kilomètres carrés (la Charente) et sur ses stations intermédiaires et sur un petit sous-bassin expérimental (le Ruiné). Les résultats montrent que le modèle reproduit d'une manière correcte la tendance à long terme des flux liée à une tendance croissante des apports et à une tendance décroissante des débits ainsi que les variations saisonnières pour la plupart des stations. Il est difficile de reproduire chacune des crues observées sur le petit bassin et il reste sur toutes les stations des valeurs isolées inexplicables.

Introduction

Le développement d'un modèle pour évaluer les flux d'azote dans le bassin et en particulier à l'estuaire de la Charente, ainsi que leur évolution en fonction des pratiques agricoles, est d'autant plus nécessaire que les conditions hydrauliques empêchent toute mesure directe fiable dans toute la partie aval du bassin. Ce problème est généralement abordé à l'échelle de la parcelle ou du petit bassin versant ou est focalisé sur les nappes. L'échelle considérée et la forte dépendance du phénomène par rapport au transfert pluie-débit nous ont orientés vers le choix d'un modèle conceptuel semi-distribué, exploitant en premier lieu les bases de données existantes recueillies depuis 20 ans à des fins de surveillance générale du milieu aquatique, alors que des modèles à base physique nécessiteraient une quantité, inaccessible sur 10 000 km², de données descriptives du milieu.

Le développement du modèle de transfert de nitrates s'est fait en plusieurs étapes, les insuffisances du modèle servant à définir des expérimentations et acquisitions de données utilisées par la suite. En particulier un bassin versant a été équipé afin de mesurer les flux à une échelle de temps et d'espace plus fine que ne le permet le réseau général de surveillance de la qualité de l'eau.

1 Présentation des bassins choisis

Le modèle nitrates a d'abord été mis au point sur les six sous-bassins du réseau d'observation (DIREN, Agence de l'Eau) de la Charente, jaugés et ayant un suivi de qualité de l'eau : Charente-Amont, Boutonne, Antenne, Né, Bonnieure, Seugne, plus le bassin expérimental du Ruiné, mis en place pour les besoins de ce programme de recherche. Par la suite, le modèle a été étendu à des bassins ne possédant que des données de débit ou des données de qualité (Boème, Tardoire) et enfin à des bassins non mesurés (Argent'or, Soloire). Le premier des sous-bassins étudiés, Charente-Amont, présente des caractéristiques géologiques (schistes et granits) et pédologiques particulières, (sols lessivés dits terres de brande) . Les autres sous-bassins, se trouvent sur des terres de champagne (rendzines) et de groies (sols bruns).

Le BVRE du Ruiné a été instrumenté à partir du 1^{er} octobre 1990. Sur ce bassin, on dispose de données plus détaillées et notamment de mesures de qualité beaucoup plus fréquentes que sur les autres sous-bassins de la Charente. Le Ruiné est un petit affluent du Né, long d'environ 6,5 km, drainant un bassin versant essentiellement agricole d'une superficie de 5,5 km², et d'une pente moyenne de 1.9%, avec cependant un relief plus accentué sur le versant Nord où la pente peut dépasser 12%. La structure géologique du secteur est, pour l'essentiel, du Campanien 1 à 3. Le sol est une rendzine typique, plus humifère en fond de vallée que sur les coteaux. Sur les pentes du Campanien 2, le sol est quasiment absent, ce qui donne un faciès de "landès". Sur les bordures hautes du tiers Est du bassin, on observe des argiles brun-verdâtres qui ont donné naissance à des sols bruns riches en rognons siliceux (terres de bois). Ces terres ont été récemment défrichées et mises en culture de vignes, céréales et oléagineux. Le Campanien est peu perméable mais poreux (porosité entre 15 et 25%). Il constitue donc un réservoir très important. L'alternance de niveaux plus ou moins perméables explique l'existence de sources de faible débit au flanc des vallées. La réserve en eau du sol ne peut être très forte compte tenu de sa faible épaisseur, mais elle est complétée par l'apport de la roche mère qui joue un rôle de réservoir dont l'influence est considérable.

Il faut remarquer que la période d'étude a été très sèche pendant les deux premières années, mais a connu ensuite deux crues exceptionnelles assez rapprochées (17/11/92 - pic de crue : 250 l/s; 7/12/92 - pic de crue : 650 l/s). Les observations concernent des concentrations relevées de deux façons : soit hebdomadaire, soit à pas de temps beaucoup plus fin pendant les crues importantes (de 20 min. à quelques heures d'intervalle).

2 Modélisation

Les dates d'apports et de récoltes sont introduites dans le modèle pour les principaux types de culture. Afin de tenir compte d'une certaine variabilité entre exploitations, les apports sont supposés s'étaler sur une plage de temps (une semaine par exemple sur le Ruiné). La dilution des engrais est supposée s'effectuer en fonction de la pluie par l'intermédiaire d'un simple coefficient de proportionnalité DI (sans faire intervenir la quantité présente dans le sol). Les prélèvements par les plantes sont modulés par une courbe de croissance théorique, trouvée dans la littérature, dépendant de la culture et par une cinétique de Michaelis-Menton, dépendant de la concentration en nitrates dans le réservoir racinaire. Les résidus de récolte sont pris en compte.

3 Transformations biogéochimiques de l'azote

Le cycle de l'azote dans le sol est simplifié dans le modèle par la seule prise en compte des échanges entre les nitrates et un stock d'azote organique (assimilation et immobilisation) et par la dénitrification. Les cinétiques correspondantes sont classiquement, et plus précisément comme dans le modèle de Prat (1980), modulées par la température et l'humidité du sol. Le modèle n'est pas destiné à simuler l'évolution du stock d'azote organique, qui est remis à une valeur constante après le calcul des échanges (l'alternative plus conforme à la réalité oblige en fait à recalculer les constantes des cinétiques alors qu'elles sont ici directement tirées de la littérature).

4 Transferts couplés aux écoulements

Le modèle hydrologique est le modèle conceptuel global présenté dans une autre communication (Leviandier *et al* , 1994), à ceci près que les échanges souterrains sont pris en compte par la gestion d'un réservoir supplémentaire, en entrée et sortie (au lieu d'une entrée *ou* une sortie), répondant au souci de gérer de façon conservative les flux de nitrates. Le transfert par le karst de La Rochefoucauld est pris en compte.

Le modèle général n'a pu être transposé sur le bassin du Ruiné qu'en modifiant la fonction de production. En effet le bassin est généralement peu productif mais, probablement au-delà d'un seuil d'humidité du sol, l'écoulement augmente brutalement. On peut traduire ceci par une loi de type sigmoïde, par rapport à S/A , où A est la capacité du réservoir sol et S représente le niveau du même réservoir. Ainsi,

$$pp = ps + pr$$

$$pr = pp \frac{(S/A)^{25}}{(1-S/A)^{25} + (S/A)^{25}}$$

où,

pp : pluie nette journalière, en mm

ps : fraction de la pluie entrant dans le réservoir sol, en mm

pr : fraction de la pluie entrant directement dans le réservoir de routage, en mm

Il faut noter cependant que la partie droite de la courbe générée par la loi ci-dessus n'est pratiquement pas utilisée du fait de ce comportement. Le paramètre A doit donc être interprété, moins comme une capacité maximale que comme le double de la valeur pour laquelle la croissance de la fonction de production est maximale. D'autre part, la percolation profonde sur le bassin du Ruiné est plus importante que dans l'ensemble des sous-bassins de la Charente et se représente mieux par une loi de type linéaire. Les transferts sont représentés en redivisant le réservoir "de production" du modèle hydrologique en deux, la partie dite "racinaire" \mathcal{A} étant le siège des phénomènes biogéochimiques et soumise aux apports de fertilisants et aux prélèvements par les plantes, la partie \mathcal{B} dite "intermédiaire" n'étant soumise qu'à des échanges avec \mathcal{A} et avec le cours d'eau. Il n'y a pas de gestion de transfert d'eau entre \mathcal{A} et \mathcal{B} qui restent des fractions constantes et complémentaires de S , selon un paramètre AL . L'humidité du sol, prise comme variable contrôlant les réactions biogéochimiques est le taux de remplissage du réservoir hydrologique "de production". Le réservoir racinaire est également soumis à un lessivage contrôlé par la variable r , niveau du réservoir gravitaire du modèle pluie-débit.

Les différentes équations, exprimant la convection et la dilution, ou purement ad hoc et évaluées seulement par leur résultante globale, qui régissent ces transferts, sont les suivantes :

- Mélange dans les réservoirs :

$$C_A = \frac{100 \cdot M_A}{S_A + X_A} \quad C_B = \frac{100 \cdot M_B}{S_B + X_B}$$

où,

- C_A, C_B : concentration de nitrates dans le réservoir racinaire (intermédiaire), en mg/l
- M_A, M_B : réserve de nitrates dans le réservoir racinaire (intermédiaire), en kg N/ha
- S_A, S_B : niveau du réservoir racinaire (intermédiaire), en mm
- X_A, X_B : réservoirs complémentaires ne pouvant être épuisés

- Lessivage du réservoir A (lessivage rapide):

Il est affecté par l'humidité du sol par l'intermédiaire de :

$$CH = \left(\frac{S}{A} \right)^4$$

$$L_A = \frac{PL \cdot \frac{r}{R0} \cdot e^{[\min((r-R0)/R0), 0]} \cdot C_A \cdot CH}{100}$$

L'expression en exposant rend le lessivage continu en fonction de r, mais sa dérivée discontinue au seuil R0.

- Diffusion entre les réservoirs A et B:

$$MD = DF \cdot \frac{C_A - C_B}{100} \cdot CH$$

où,

- L_A : lessivage rapide du réservoir racinaire, en kg N/ha
- PL : paramètre de lessivage rapide
- r : niveau du réservoir R, en mm
- $R0$: seuil au-delà duquel le lessivage rapide est proportionnel à r, en mm
- C_A : concentration dans le réservoir racinaire, en mg/l
- MD : masse diffusée entre les réservoirs racinaire et intermédiaire, en kgN/ha
- DF : paramètre de diffusion entre les réservoirs racinaire et intermédiaire, en mm/jour.

- Pertes par convection du réservoir intermédiaire et éventuellement du réservoir souterrain, supposés à une concentration identique.

$$L_B = \frac{C_B \cdot Q_s}{100}$$

$$L_G = \frac{C_B \cdot Q_g}{100}$$

• Bilan général :

L'évolution des masses dans les réservoirs est donc:

$$M\mathcal{A}_{i+1} = M\mathcal{A}_i + L\mathcal{A} - MD$$

$$M\mathcal{B}_{i+1} = M\mathcal{B}_i + MD - L\mathcal{B}$$

La perte de nitrates dans la rivière est exprimée comme suit :

$$M = L\mathcal{A} + L\mathcal{B} + L\mathcal{G}$$

$$C = 100 \cdot \frac{M}{Q}$$

où,

M : masse perdue dans la rivière, en kg N/ha

C : concentration dans la rivière, en mg/l

Q : "débit" total à l'exutoire ($Q = Q_s + Q_g$), en mm/jour, plus exactement lame d'eau

En dehors de la conservation de la masse, les aspects dynamiques ne dérivent pas de lois physiques et ont été obtenus après de nombreux essais. Il n'a pas été possible d'avoir strictement le même modèle pour le petit bassin du Ruiné et pour les autres. Pour le premier on a pris $X_A = X_B = 0$, par nécessité de respecter une certaine "nervosité" de la réponse, alors que pour des bassins plus grands on a pris, également après plusieurs essais et en évitant d'introduire un nouveau paramètre $X_A = X_B = B$, paramètre du réservoir gravitaire du modèle pluie-débit.

5 Dénitrification dans la rivière

Nous avons d'abord repris le sous-modèle de dénitrification en rivière établi sur la Tamise (Thomson, 1979), (Whitehead, 1984), en conservant la valeur de la constante propre à ce modèle. La dénitrification transposée d'une rivière plus polluée, surestimée, conduisait à sous-estimer les concentrations dans la rivière. Le recalage de cette constante sur le bassin conduit naturellement à une valeur plus faible, mais nous lui avons préféré l'utilisation d'un modèle traduisant directement les résultats de mesures effectués sur la Charente présentés dans une autre communication (Torre, 1994,), et qui mettent en évidence des lois finalement plus simples. En effet, cette formulation est indépendante de la température de l'eau et de la hauteur d'eau. La seule variable qui reste à déterminer est la surface des sédiments. On considérera pour l'ensemble des sous-bassins que les biefs ont une largeur moyenne égale à 4m.

$$\frac{dC}{dt} = \frac{(Q_i \cdot C_i - k \cdot S - Q_{i-1} \cdot C_{i-1})}{Ve}$$

où,

Ve : volume du bief, en m³

S : surface de sédiments, en m²

6 Performance du modèle en calage et contrôle

Le modèle a été calé sur une période centrale, de 1981 à 1984, prenant en compte les valeurs agricoles du RGA 1979 pour les 2 premières années, et le RGA 1988 pour les deux suivantes, et contrôlé sur la période 1975-1989. Globalement, la simulation est acceptable pour l'ensemble des sous-bassins. En général, on constate une légère surestimation pendant les deux

ou trois premières années (1975-1978), peut être due à la forte sécheresse observée en 1975 et 1976. Si l'on considère les valeurs moyennes (observée et calculée) de toute la période étudiée, on observe que la simulation est très satisfaisante pour l'ensemble de sous-bassins modélisés (figures 1-2).

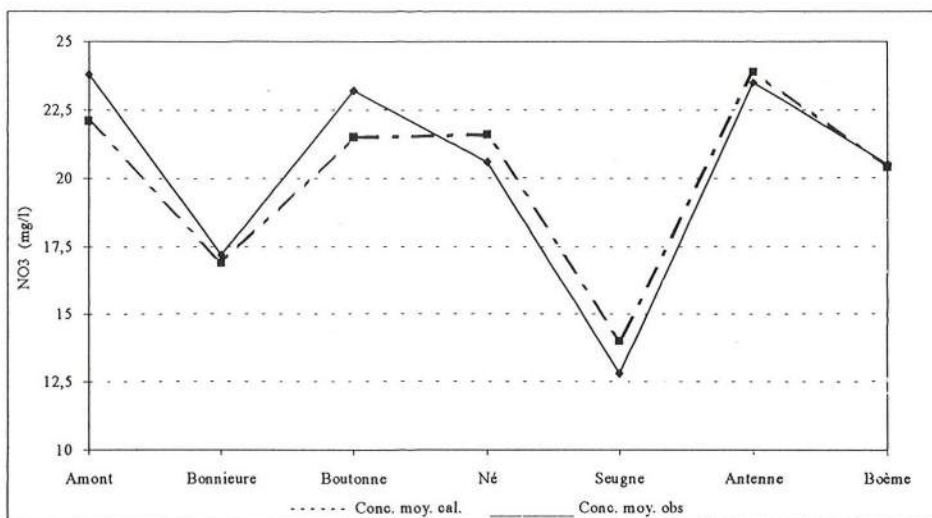


Figure 1. Concentrations moyennes sur les sous-bassins de la Charente (1975 -1989).

Sur le Ruiné, dont les crues révèlent un comportement assez complexe, caractérisé par des courbes d'hystérésis de la relation C, Q, très variées, le modèle est satisfaisant (figure 3), à condition :

- de mettre à 0 les paramètres X_A , X_B (cf. supra) ;
- de recalculer R_0 et PL chaque année (tableau 1) ;
- d'introduire un temps de réponse supplémentaire de 3 jours.

Vu les différences hydrologiques remarquées d'une année à une autre, le modèle devrait se caler sur chacune de ces trois années. Globalement, la simulation de la concentration fournie par le modèle suit de façon correcte la tendance de la concentration observée mais il ne reproduit pas les fortes dilutions provoquées par les grandes crues.

Année de calage	R_0 (mm)	PL	kmoy (mg/2/j)
90-91	30,9	1,70	0,0
91-92	20,8	0,52	0,0
92-93	18,4	1,03	0,0

Tableau 1. Valeurs des paramètres optimisés du modèle de nitrates

Les différences entre les jeux de paramètres correspondant aux trois campagnes sont très intéressantes. En effet, la valeur du paramètre de lessivage (PL) de la période "humide" (92-93) est pratiquement égale à deux fois celle de la période sèche. En outre, la valeur "seuil" du lessivage rapide (R_0) est plus importante pendant les années sèches. On peut penser, étant

donné que le sol présente un taux d'humidité plus important et plus constant, que le lessivage se produira plus facilement lors d'année humide. Par ailleurs, les trois valeurs de R_0 permettent d'avoir du lessivage rapide pendant toute la période d'étude ($R \geq 1,04 \text{ mm} \Rightarrow R/R_0 \geq 0,05$).

Notre modèle suit la tendance générale des concentrations observées mais il ne reproduit pas les fortes dilutions provoquées par les grandes crues (campagne 92-93). Il est probable que la fonction liant le lessivage à la variable hydrologique R , qui est linéaire au-delà du seuil R_0 , est trop rapidement croissante. La période 91-92 est reproduite de façon assez correcte mais la concentration observée varie assez peu et les rares variations importantes sont mal simulées. Pendant la période comprise entre février et août 1993, on observe une sous-estimation des concentrations calculées. Ceci peut être une conséquence de la sous-estimation du débit pendant la même période se répercutant sur le lessivage. La simulation obtenue pour la campagne 90-91 est acceptable mais, comme on l'a signalé précédemment, entachée des incertitudes de mesure des débits.

7 Propagation dans le réseau et intégration dans un modèle général semi-distribué

Nous avons conservé le modèle de propagation proposé sur la Tamise, qui a une structure simple, ne demande pas de données hydrauliques propres aux biefs, mais seulement leur longueur, et se couple facilement au modèle de dénitrification, en fournissant un volume d'eau efficace. La propagation de crue sur l'aval du bief est traduit par un temps de transfert dépendant de la vitesse de transmission de l'onde de crue (paramètre a); et par un effet d'amortissement de la pointe de crue (paramètre b). Les paramètres du modèle de propagation ont été optimisés sur trois biefs (tableau 2), la décroissance de a vers l'aval pouvant être attribuée à une décroissance de la pente sur le réseau de la Charente.

bief	a	b
Saint Saviol-Chenon	0.0100	0.82
Chenon-Angouleme	0.0076	0.85
Angouleme-Cognac	0.0072	0.90

Tableau 2. Paramètres hydrauliques de propagation

Nous avons optimisé la vitesse de dénitrification sur chaque bief. Le résultat de cette optimisation montre que le taux de dénitrification est croissant de l'amont vers l'aval., cette croissance intégrant celle de la largeur des sédiments, ou de la largeur totale de la rivière, qu'il est difficile de séparer dans l'état actuel de nos connaissances.

La figure 4 présente les résultats de la simulation de la concentration à la station de Rochefort (exutoire). Le modèle reproduit de manière assez satisfaisante le profil en long de la concentration moyenne (figure 5). Nous avons par ailleurs amorcé le couplage du modèle de dénitrification avec le modèle de propagation récursif, par une étude théorique qui révèle un effet apparent d'échelle (Leviandier et al, 1992). Enfin, le modèle permet en particulier d'estimer les apports d'azote à l'estuaire (Rochefort, figure 6), importants pour l'activité ostréicole dans le bassin Marennes-Oléron, et qui s'avèrent plus affectés par la diminution du débit dans les années 89-92 que par l'accroissement des apports de fertilisants.

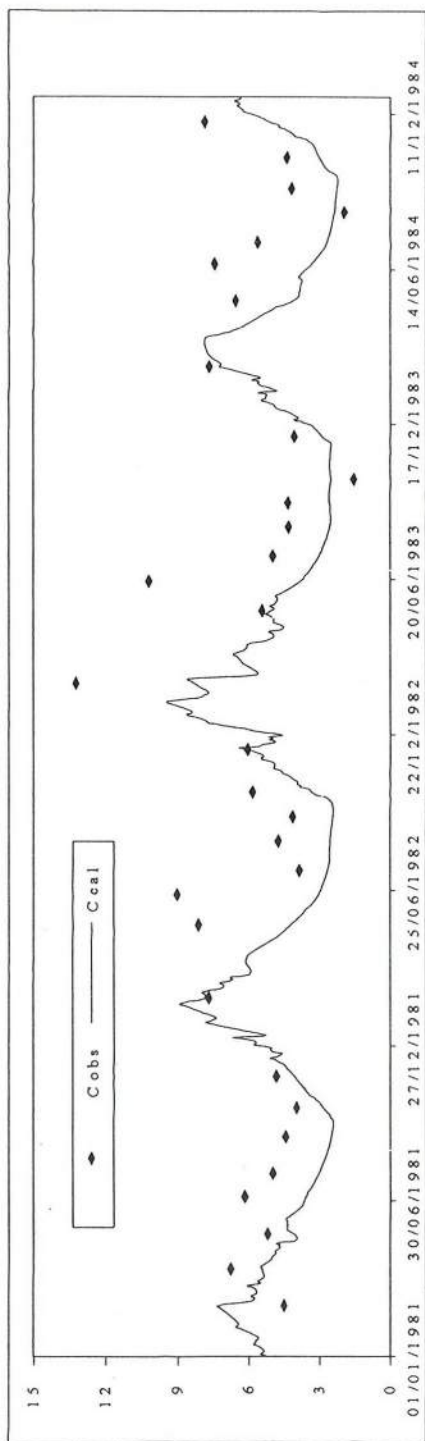


Figure 2. Concentrations observées et calculées. Sous-bassin du Né.

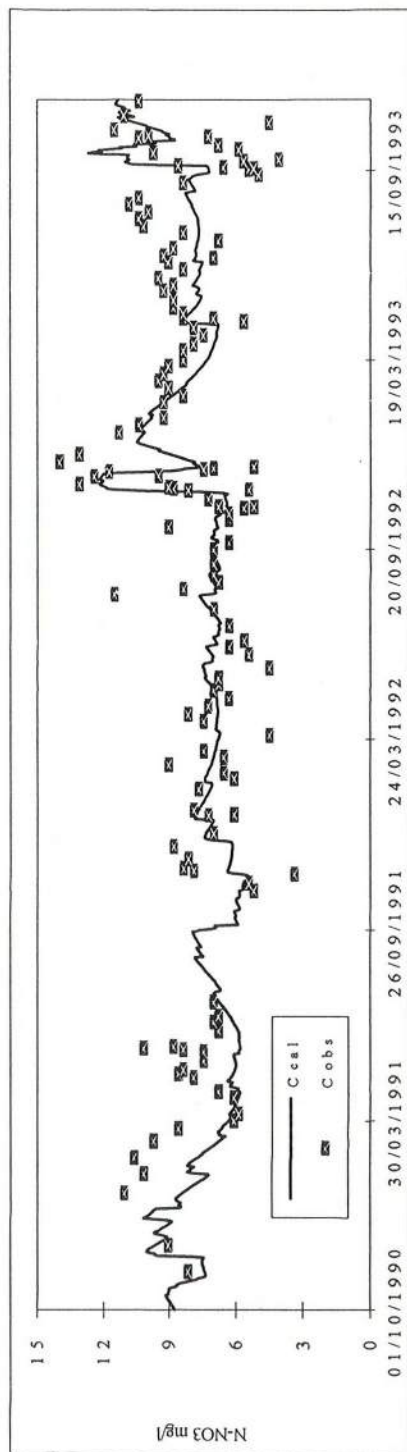


Figure 3. Concentrations observées et calculées. Sous-bassin du Ruiné

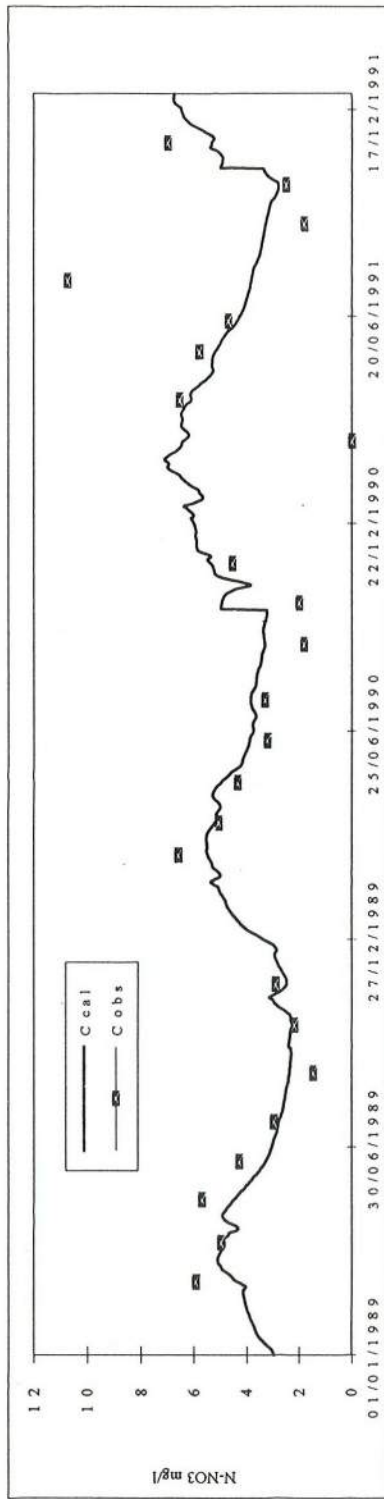


Figure 4. Concentrations observées et calculées. Estuaire : Rochefort

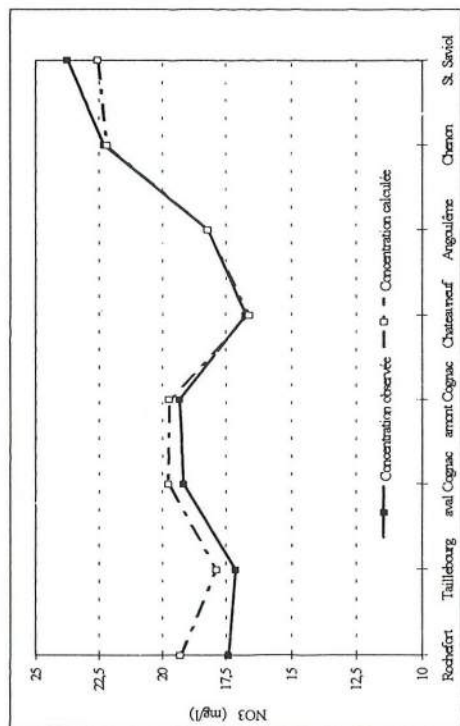


Figure 5. Profil au long de la concentration en nitrates sur la Charente.

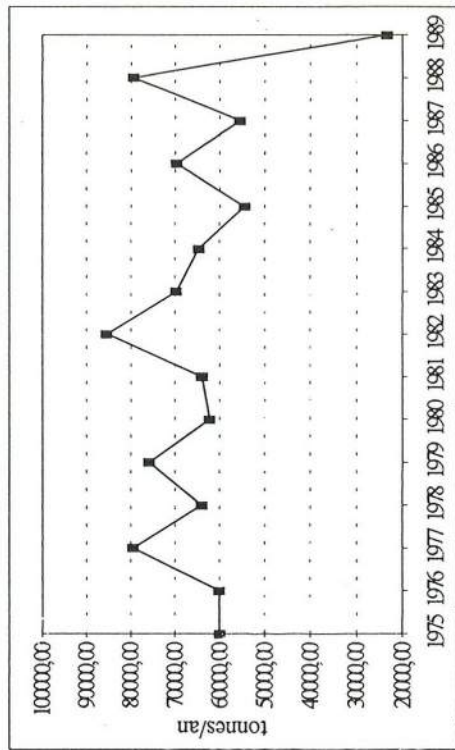


Figure 6. Flux annuel calculé de nitrates à Rochefort (1975 - 1989)

8 Etude détaillée des phénomènes de crue sur le bassin du Ruiné

La représentation graphique de la concentration en fonction du débit pour les huit crues les plus importantes de la période d'étude permet de détecter un phénomène d'hystérésis sur le bassin. L'étude de ce phénomène nous a permis de déceler quatre types de comportements:

- hystérésis négligeable (cas du 3 octobre 1993);

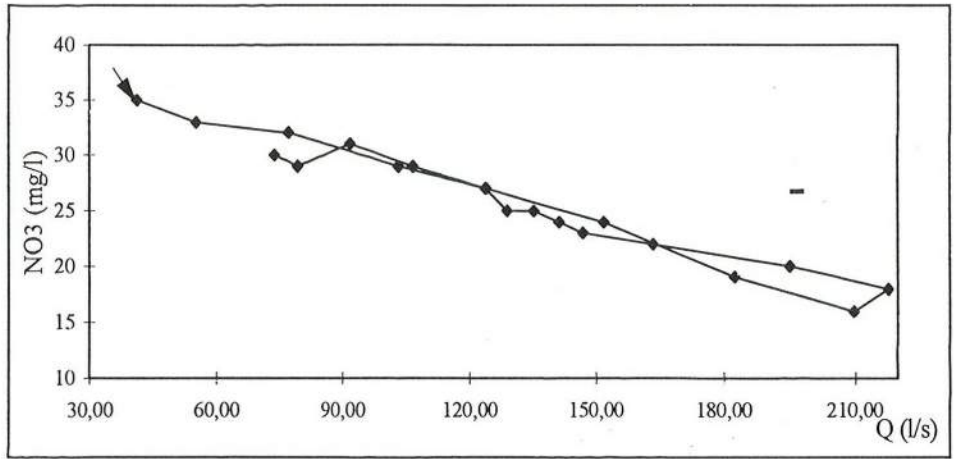


Figure 7. Phénomène d'hystérésis négligeable. 3 octobre 1993.

- boucles dans le sens des aiguilles d'une montre ("*clockwise loop*" ou "*négative*"). C'est le type d'hystérésis le plus souvent rencontré dans la nature (Meybeck, 1985) particulièrement pour les matières en suspension.

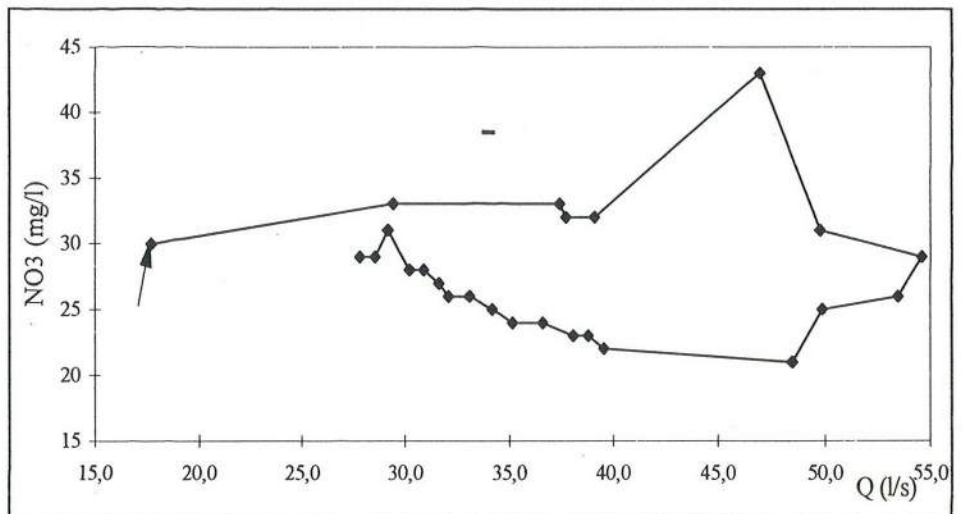


Figure 8. Phénomène d'hystérésis, "*clockwise-loop*". 10 janvier 1992.

- boucles dans le sens inverse des aiguilles d'une montre ("*counterclockwise-loop*"), où la concentration finale est supérieure à la concentration initiale (avril 93, octobre 93).

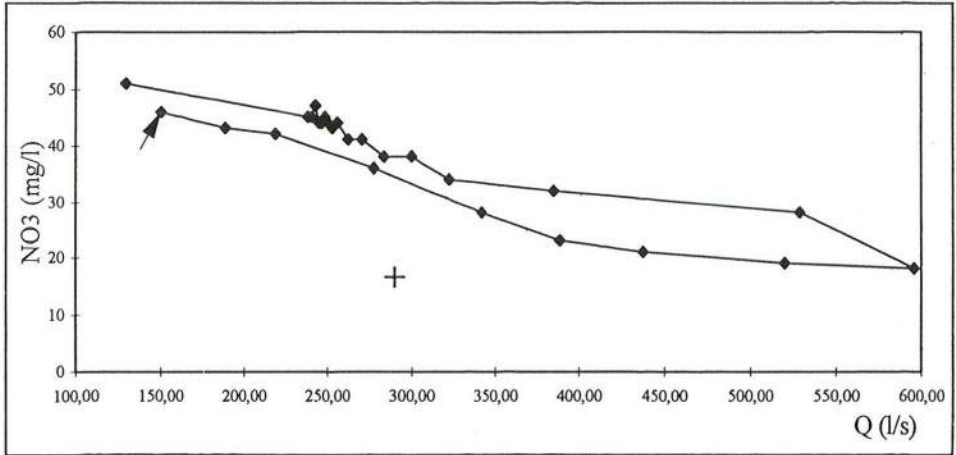


Figure 9. "*Counterclockwise-loop*". 15 octobre 1993.

- "huit" bien formés lors de crues à deux points. La crue du 21-22 septembre 1993 présente un exemple net d'une boucle "négative" suivie d'une boucle "positive". La première a une concentration finale supérieure à la concentration initiale alors que c'est l'inverse pour la seconde.

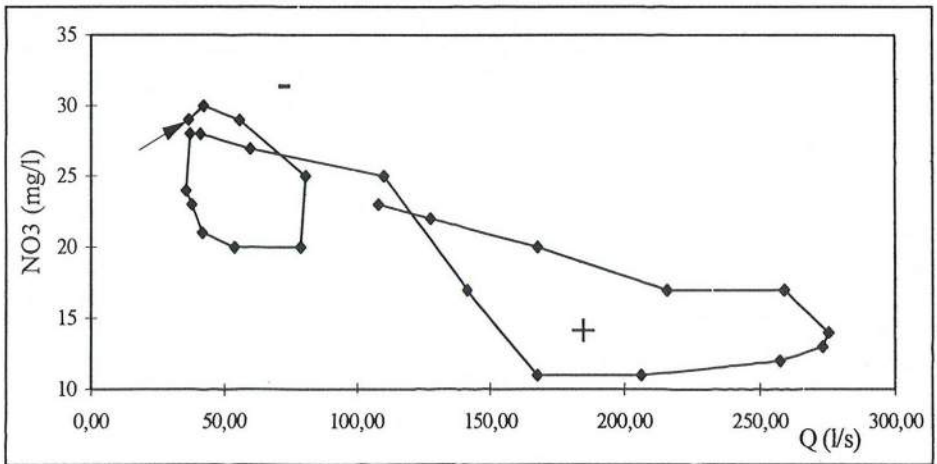


Figure 10. Phénomène d'hystéresis, "*figure eight*". 21 septembre 1993.

Les boucles "*négatives*" correspondent à une mobilisation de nitrates facilement disponibles mais qui s'épuisent. Les boucles "*positives*" semblent indiquer que la production de nitrates est activée pendant la crue. Il semble normal que des crues complexes soient d'abord "*négatives*" puis "*positives*". L'étude des concentrations horaires nous a montré que la réponse du système à chaque épisode pluvieux n'est pas forcément immédiate. On constate que parfois, il existe d'abord une légère dilution de la concentration des nitrates

dans la rivière due à la crue, puis la concentration augmente de manière très importante à cause du lessivage du sol. D'autre part, on observe aussi de manière assez fréquente que la première réaction du bassin est une augmentation de la concentration, soit brusque ou adoucie, où l'on constate surtout le phénomène de lessivage. Cependant, quand on observe la variation des concentrations moyennes journalières, on constate qu'il existe un effet de "retard" des concentrations vis-à-vis du débit journalier moyen.

Conclusion

Nous avons construit un modèle conceptuel, qui, quoique peu prédictif à son pas de temps de calcul, journalier, représente les grandes variations interannuelles et saisonnières des flux d'azote dans un bassin versant de taille moyenne, à prédominance agricole. Ce modèle intègre les aléas climatiques et les variations d'occupation du sol ou d'apports de fertilisants.

En voulant observer les transferts de nitrates à une échelle spatio-temporelle plus fine, sur un bassin versant de recherche (le Ruiné), on a rencontré une plus grande complexité, qui n'a pu être totalement élucidée, puisque le modèle n'en rend compte qu'avec des jeux de paramètres annuels. Le même type de modèle est cependant conservé pour les deux échelles, l'atténuation de la réponse d'un grand bassin étant obtenue par un effet de mélange dans un réservoir plus grand, ce qui peut apparaître comme un artifice, mais qui n'a sans doute pas été retenu sans nécessité de préférence à une diffusion au sein du réseau hydrographique. La vision optimiste de cette compatibilité imparfaite est que les phénomènes se simplifient à l'échelle régionale, que des phénomènes à court terme mal pris en compte sont filtrés, et que des mécanismes entre lesquels on ne sait pas trancher sont équivalents à cette échelle. D'autre part, nous avons observé dans la relation avec les débits des formes d'hystérésis analogues à celles qui se présentent avec les matières en suspension, ce qui témoigne de la complexité des phénomènes de lessivage et de transfert dans le bassin versant du Ruiné.

Le modèle ne prétend donc pas décrire finement les mécanismes de transfert, mais il force des phénomènes chimiques par des variables de modèles conceptuels représentant la dynamique de transferts hydrauliques entre compartiments mal identifiés et contrôlés seulement par des flux observés à l'exutoire de quelques sous-bassins. Cette architecture nécessite des paramètres qui ne peuvent être identifiés terme à terme à des grandeurs physiques et présentent, malgré une forte incertitude de calage, une cohérence régionale. Ils satisfont en effet à une application aux différents bassins, test indispensable qui supplée pour partie la faiblesse des échantillons dans le temps, permettant de distinguer des paramètres de dilution relativement indépendants du site, des paramètres qui traduisent la dénitrification dans la rivière, plus importante dans le fleuve que dans ses affluents, et des paramètres de lessivage qui semblent dépendre de la pédologie et de l'hydrologie. Il est encore plus crucial pour la qualité de l'eau que pour les débits, mieux échantillonnés, dans l'espace, de disposer à terme de modèles sans paramètres à caler.

L'aspect cognitif du modèle est très restreint si l'on se réfère aux mécanismes élémentaires, mais il permet de hiérarchiser l'importance de différents phénomènes à l'échelle du bassin. A défaut de les expliquer, il met en évidence certaines constantes de temps ; ainsi le décalage de quelques jours de la réponse en nitrates sur les crues, et la tendance

interannuelle répondant à la croissance des apports, qui laisse penser que les nappes jouent un rôle assez limité. Avec un complément d'acquisition de données sur le bassin du Ruiné, une révision plus profonde de la conception du fonctionnement interne du bassin devrait être tentée. Par ailleurs, la discrimination entre paramètres constants ou dépendants du contexte géographique, devra être approfondie de façon plus systématique à l'aide d'un système d'information géographique.

Références bibliographiques

ANSEL J.C. et HUET F. 1992 . Analyse de pratiques agricoles du bassin versant d'un petit affluent de la Charente du point de vue de leur influence sur la qualité de l'eau à l'aval : cas particulier des herbicides et des engrais azotés. CEMAGREF Division Production et Economie agricole. Etude n°64-Bordeaux .

CAUSSADE B., PRAT M., 1984. Modèle conceptuel de transfert et transformation de l'azote à l'échelle d'un bassin versant. *Physio-Geo* N° 9, pp. 61-73.

CAUSSADE B., PRAT M., 1990. Transport modelling in watersheds. *Ecological modelling*, 52, 135-179.

DAUTREBANDE S., POLARSKI M., DEWALSCHE J., 1990. Essais de mobilité agricole des pesticides dans les sols agricoles. *Journ. of Hydrology*, N°117, pp. 301-321.

GENG O., Z. 1991 . Modélisation du transfert des nitrates dans un système hydrologique. *La Houille Blanche* (1) 23-26

KAUARK LEITE L.A., 1990. Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Mémoire de Doctorat de l'ENPC. 342 p.

LEVIANDIER T., 1994. Modélisation de nitrates dans les bassins versants à différentes échelles. ENGEES La Reconquête de la qualité des eaux superficielles. Strasbourg 24-25 janvier, 1994.

LEVIANDIER T., GAFREJ R., MANTILLA-MORALES G. et ZERMANI A., 1993 .Modèles récursifs de pollutions diffuses . Rencontres Hydrologiques Franco-Roumaines Tulcea. Roumanie

LEVIANDIER T., MANTILLA-MORALES G. et ZERMANI A., 1994 .Etude comparative de la résolution spatiale de modèles hydrologiques sur le bassin de la Charente. Symposium sur les relations continent-zones côtières . GIP Hydrosystème. La Rochelle 13-15 septembre 1994

MA Z.C. ,1991. Modélisation du transfert des nitrates : du bassin de recherche au grand bassin (exemples des bassins de Mélarchez et de la Charente). Thèse de l'Université Louis Pasteur, Strasbourg. CEMAGREF Antony

MAKHLOUF Z., MICHEL C., 1992. Relation entre les paramètres d'un modèle global pluie-débit et les caractéristiques physiques d'un bassin versant breton. 8ème Journées Hydrologiques de l'ORSTOM, 22/23 sept. 1992.

MAKHLOUF Z., MICHEL C., 1994. A two-parameter monthly water balance model for french watersheds. Journ. of Hydrol. (162). 299-318

MANTILLA MORALES G. - , 1995. Modélisation des transferts des nitrates à grand échelle.: le bassin de la Charente. Thèse ENPC. - Paris. CEMAGREF - Antony.

PINHEIRO A., CAUSSADE B., 1994. Sur des modifications apportées au modèle CEQUEAU. Réflexions sur la variabilité spatiale. ORSTOM - 10èmes Journées Hydrologiques.

PRAT, M. 1982. Simulation numérique du transport de produits réactifs dans les sols. cas de l'azote dans les relations bassin versant-rivière. thèse Docteur Ingénieur. Institut National Polytechnique de Toulouse.

TORRE M. , 1994 . Etude expérimentale de la dénitrification *in situ* en eaux courantes . Symposium sur les relations continent-zones côtières . GIP Hydrosystème. La Rochelle 13-15 septembre 1994

THOMSON G.,D. 1979. A model for nitrate nitrogen transport and denitrification in the river Thames. Water Research 13 (9) : 855-863

WHITEHEAD P., WILLIAMS R., BLACK K. and WOOD E., 1984. Models for operational control: 2. Flow and quality for the river Thames. Technical report. Institute of Hydrology Wallingford Oxfordshire.

WILLIAMS G.P., 1989. Sediment concentration versus water discharge during single hydrological events in rivers. Journ. of Hydrology, 111, pp. 89-106.

LE PHOSPHORE DANS LES SOLS ET DANS LES MILIEUX AQUATIQUES

Christophe RODIER, INRA -Unité de Science du sol-, 78026 Versailles Cedex
Tél.: 1-30.83.32.72 - Fax: 1-30.83.32.59

Introduction

Le phosphore (P) est une molécule indispensable à la vie. Mais plutôt que de phosphore, nous devrions utiliser le terme phosphate puisque dans les milieux naturels, le phosphore est en général présent au degré d'oxydation +V.

Le P se retrouve dans des molécules aussi essentielles que les acides nucléiques-où il assure la liaison entre les nucléotides ou encore dans la composition de l'universelle ATP (adénosine triphosphate), molécule qui assure le rôle de transporteur d'énergie dans tout le monde vivant et que l'on retrouve chez plus petite bactérie comme chez le plus grandiose des êtres humains. Le P entre également dans la composition des phospholipides qui sont des molécules amphiphiles à la base de la structure et des propriétés des membranes cellulaires. Le P se retrouve aussi dans les os, sous la forme de phosphates tricalciques. Tant et si bien que d'aucuns, au sein de l'Académie d'Agriculture ont proposé, à la fin du XIXe d'utiliser la terre des cimetières comme amendement phosphaté.

1. Rôle ambivalent du phosphore dans notre environnement

Le phosphore est un élément rare dans la biosphère, dont il ne constitue que 1% de la teneur totale (en masse). De ce fait, il tend à devenir un facteur limitant primordial dans de nombreux écosystèmes aussi bien terrestres qu'aquatiques dont il conditionne donc la productivité.

Cet état de facteur limitant fait du P l'un des principaux éléments fertilisants apportés aux sols par l'agriculture avec l'azote et le potassium. Et c'est l'extension de la fertilisation phosphatée et en particulier la généralisation de l'utilisation des superphosphates à partir du milieu du XIXe siècle (au Royaume Uni) qui a permis en grande partie d'atteindre les rendements de culture actuels et de mettre fin à la famine dans les pays d'Europe occidentale.

Le rôle fertilisant du P produit dans les milieux aquatiques les manifestations négatives que l'on regroupe sous le terme d'eutrophisation, mais auquel je préfère, à la suite de Ramade (1989), le terme de dystrophisation proposé par Mc Intyre et Holmes (1971) qui témoigne mieux du déséquilibre provoqué par les apports anthropiques d'un excès de P au milieu aquatique.

Ces apports ont trois grandes origines : industrielle, domestique et agricole.

Les apports *d'origines industrielles* sont dus surtout aux industries agroalimentaires mais aussi aux laveries industrielles, aux fabricants d'engrais et à quelques industries chimiques.

Les apports *d'origines domestiques* sont liés essentiellement au métabolisme et à l'utilisation de détergents contenant des tripolyphosphates.

Les apports *d'origines agricoles* sont liés à l'érosion, aux rejets de l'élevage (rejets directs et fuites à partir des centres d'exploitation) et au surépandage de lisiers en particulier dans des régions comme la Bretagne. Il existe très peu de transferts verticaux de P car les orthophosphates réagissent très fortement avec les divers constituants du sol comme les composés du fer, de l'aluminium ou du calcium. Et le P de la solution du sol ne représente qu'environ 0,1 % du P total.

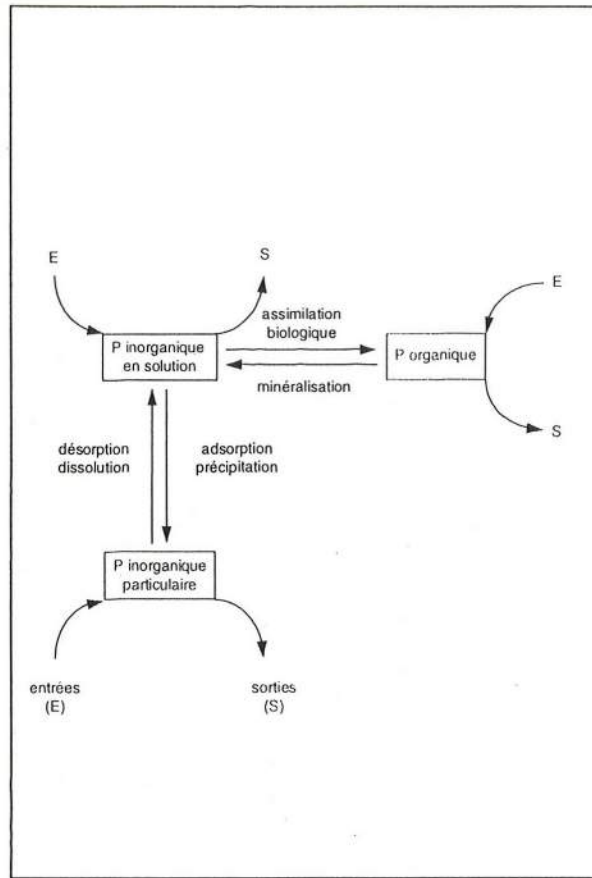


Figure 1. Les différents compartiments du phosphore dans les milieux naturels

2. Les différents compartiments du phosphore

Que ce soit dans les sols ou dans les milieux aquatiques, le P se retrouve toujours dans trois compartiments :

- le P inorganique en solution ;
- le P organique ;
- le P inorganique particulaire.

Les interactions qui interviennent entre ces compartiments sont données dans la *figure 1*. La contribution de chacun de ces compartiments à la teneur en P total est très variable selon les milieux.

Pour les sols agricoles cultivés, on estime que si 1/3 du P total est associé à la matière organique, les 2/3 sont associés à la fraction minérale et moins de 0,1 % est libre dans la solution du sol.

Dans les milieux aquatiques, l'eau apporte une mobilité et une dynamique qui existe moins dans les sols. Nous allons retrouver les 3 compartiments précédents, à la fois dans les

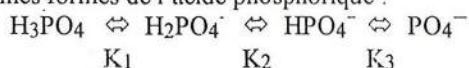
sédiments du fond des cours d'eau et dans les matières en suspension (ou MES) de ces mêmes cours d'eau. Des processus supplémentaires viennent se rajouter à ceux vus précédemment. Ils résultent d'échanges entre les MES et les sédiments, ce sont principalement des phénomènes de sédimentation des MES et de remise en suspension des sédiments. Ce qui fait *qu'au niveau d'un bassin versant*, on trouve en amont des particules généralement pauvres en P, issues des sols non cultivés. De l'amont vers l'aval, les particules se chargent en P de diverses origines et parcourent le cours d'eau en une succession de phases de sédimentation de MES où les sédiments constituent plutôt un puit pour les orthophosphates et de phases de remise en suspension de MES où les sédiments constituent plutôt une source d'orthophosphates pour l'eau des cours d'eau (Dorioz *et al.*, 1988).

3. Les formes géochimiques du phosphore

Nous allons maintenant détailler les formes de P que l'on retrouve dans les différents compartiments cités précédemment.

3.1. P inorganique en solution

Ce compartiment est quasi exclusivement représenté par les orthophosphates (o-P) et plutôt les deuxièmes et troisièmes formes de l'acide phosphorique :



Avec, à 25°C, pK₁=2,1 ; pK₂=7,2 ; pK₃=12,7

Les o-P sont directement assimilables par les végétaux et réagissent fortement avec les constituants minéraux pour former du P inorganique particulaire.

3.2. Le P inorganique particulaire :

Fer, Aluminium et Calcium sont les principaux cations de liaison entre les o-P et la phase solide et l'on a :

Soit formation de minéraux phosphatés comme l'apatite (Ca₁₀(PO₄)₆F₂; pK_s= 57.0), la variscite (AlPO₄.2H₂O ; pK_s= 21.0) ou la strengite (FePO₄.2H₂O ; pK_s= 26.0).

Soit adsorption du P sur les constituants minéraux comme les oxydes de fer et d'aluminium, la calcite, ou les argiles.

3.3. Le P organique

Il est représenté par la matière organique, animale ou végétale, vivante ou en voie de dégradation.

Conclusion

Nous avons vu que de nombreux facteurs influent sur le comportement du P dans les sols et dans les milieux aquatiques. Parmi les plus importants, on trouve leur forme chimique. Ces différentes formes de P peuvent être déterminées par des méthodes chimiques indirectes comme les extractions séquentielles où l'utilisation successive de divers extractants est censée extraire les différentes formes chimiques du P. Ou par des méthodes comme la diffraction des rayons X ou la spectroscopie IR qui permettent une identification directe des différentes formes. Chacune de ces approches a ses propres problèmes. Les méthodes chimiques ne sont pas toujours assez sélectives. Tandis que les méthodes directes ne sont pas toujours assez

sensibles. Mais quand les méthodes directes sont utilisables, elles fournissent une identification certaines de la forme de P présente.

Du fait des faibles concentrations en P dans les milieux naturels, de la multitude des formes possibles et du manque de sensibilité des techniques utilisées, il existe très peu d'observations directes de composés phosphatés (Lindsay *et al.*, 1989). Or de telles observations peuvent servir à la fois, de base aux études théoriques et de vérification des hypothèses émises sur la spéciation ou la fixation du P.

Nous avons cherché à combler cette lacune en développant une méthodologie permettant l'observation directe des particules contenant du phosphore dans les sols. Avec l'aide d'un microscope électronique à transmission (MET) couplé à un détecteur de rayons X à système dispersif en énergie (EDS) nous avons montrer qu'il est possible d'individualiser et d'analyser les particules contenant du P et aboutit ainsi à une approche quantitative de la spéciation de cet élément. Un exemple de résultats obtenus par cette approche est donné dans la *figure 2*. Le sol étudié est un sol acide de Versailles (Yvelines).

La classe SiAl correspond à des phyllosilicates de type 2:1 et est majoritaire quand les particules comportent de faibles concentrations de P. Quand les concentrations en P des particules augmentent, le fer et l'aluminium deviennent les éléments principalement liés au P. La présence des phyllosilicates 2:1 en grand nombre dans la fixation du P est un phénomène nouveau que l'approche en microscopie électronique analytique a pu mettre en évidence. En effet, quand les argiles sont évoquées dans la fixation du P, il s'agit habituellement d'argiles de type 1:1 dans les sols tropicaux (Dixon, 1989).

L'application de cette méthode à d'autres sols et aux milieux aquatiques est en cours.

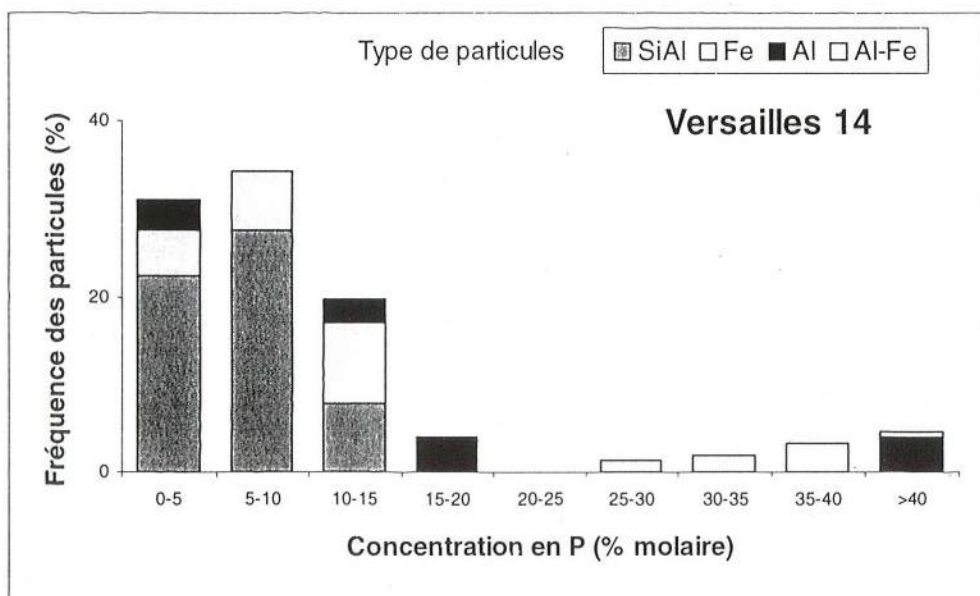


Figure 2. Fréquence de distribution des concentrations en P des particules et type de particule présent dans chaque classe de concentration

Références bibliographiques

- Dorioz J-M., Ferhi A., Pilleboue E., Orand A., Blanc P. (1988). - Phosphorus in a rural watershed of lake Lemman. *In* : Eutrophication and lake restoration. Water quality and biological impacts, Balvay G. (ed), p. 35-56.
- Lindsay W.L., Vlek, P.L.G., Chien, S.H., (1989) - Phosphate minerals, *In* : Minerals in Soil Environments (2nd Edition), J.B. Dixon et S.B. Weed, SSSA, Madison, p.1089-1130.
- Mc Intyre F., Holmes R.W. - Ocean Pollution. *In* :Environment resources, pollution and society, Murdoch W.W. Sinauer (ed.), p.230-53.
- Ramade (1989) - La dystrophysation des lacs. *In* : Eléments d'écologie, écologie appliquée, McGraw-Hill (ed.), p.262-75.

FONCTIONNEMENT DES BASSINS VERSANTS ET TRANSFERTS DE PHOSPHORE VERS LES LACS ET LES PLANS D'EAU :

le cas des bassins lémaniques et sa portée générale

J.M. DORIOZ, I.N.R.A. 75 Avenue de Corzent, -74203 THONON LES BAINS

Tél. : 50.26.78.19 - Fax. : 50.26.07.60

Résumé

Typologie des émetteurs, bilan de pollution, fonctionnement du système de transfert sont les points forts d'un diagnostic que nous cherchons à développer sur les bassins versants ruraux pour tenter d'éclairer les décisions publiques en matière de lutte contre la pollution par le phosphore.

1 Introduction

L'eutrophisation est une pollution des eaux dont les conséquences s'apparentent à celles d'une pollution organique. Tous les milieux lenticules sont touchés, du modeste lac municipal aux grands lacs américains, aux fleuves et aux zones côtières (marées vertes). Dans les eaux douces, le phosphore est l'élément déterminant pour le déclenchement et le contrôle de l'eutrophisation (Barroin, 1990). Du fait de sa faible solubilité, le phosphore est stocké, à la surface des sols des bassins versants. Il est transféré dans le réseau hydrographique à la fois sous forme soluble (P-soluble) et sous forme particulaire (P non filtrable à 0,45 µm ou P-particulaire).

En général l'essentiel de la charge en phosphore arrive aux lacs et plans d'eau par les affluents (charge dite "externe"). Les exutoires de rivières sont donc des points privilégiés pour mesurer les évolutions et évaluer les impacts. Les mesures portent en général sur les quantités de phosphore apportées, la qualité de celles-ci (biodisponibilité potentielle) et l'époque des apports. Mais, pour mettre au point des stratégies de réduction de la charge externe, il est nécessaire de regarder au delà de ces exutoires pour comprendre d'où vient le polluant ? Quels sont les types d'émetteurs ? Comment sont-ils répartis sur le bassin versant ? Qui les "manipule" ? Que se passe-t-il lors du transport dans le réseau hydrographique ? Où agir préférentiellement ? Comment suivre l'effet des actions entreprises ?

Pour répondre à ces multiples questions de base, tout le problème est de découvrir, dans un ensemble aussi complexe qu'un bassin versant, les processus clefs, leurs interactions notamment avec les phénomènes hydrologiques, leurs enchaînements, leurs localisations privilégiées... en d'autres termes, d'identifier le *système de transfert* et d'analyser son fonctionnement pour mettre en évidence les indicateurs pertinents et les variables de contrôle. C'est une contribution à cette analyse que nous proposons ici.

2 Nécessité d'une typologie des sources de phosphore

La question de la typologie des sources n'est ni accessoire ni facile. Pour établir les responsabilités à l'aide de bilans de pollution à l'échelle régionale, on imagine souvent qu'il suffit de réaliser des inventaires de toutes les sources de P et de les classer, en se référant aux grands types d'activité et aux entrées correspondantes.

On oppose ainsi le P-agricole au P-urbain, la lessive aux engrais...Mais l'utilité d'un tel travail s'avère vite très limitée, car 1) les recensements sont très imprécis, seules certaines sources étant évidentes (dans la pratique les gros égouts sont bien répertoriés), 2) les taux de transferts, qui transforment le risque potentiel lié à la présence d'une source dûment identifiée, en exportation à l'exutoire, ne sont pas mesurables du fait de leur extrême variabilité selon le lieu et l'hydrologie.

La seule solution pour rendre compte de l'importance des diverses sources est de s'appuyer avant tout sur des mesures de flux faites à des exutoires. Il convient donc d'adopter une typologie qui s'adapte à cette contrainte. C'est ce qui est couramment fait quand on différencie, selon le mode d'entrée dans le réseau hydrographique, les pollutions ponctuelles, non ponctuelles et/ou diffuses. Pourtant, dans le détail, les définitions varient selon les auteurs et les "Commissions", en fonction des objectifs, ce qui finalement est à l'origine d'une assez grande confusion.

Ainsi, souvent le ponctuel se limite à ce qui est répertorié, mesuré ou évalué par enquête, voire, à l'extrême, à ce qui est rejeté par les STEP, directement dans le lac. Tout ce qui est inconnu est du "non ponctuel", expression fréquente chez les auteurs américains (Non Point Sources). Sous l'apparence de l'objectivité se cache une ambiguïté car bien souvent se trouvent ainsi regroupés les fuites de réseau, les rejets discrets et illégaux et les pertes des terres, c'est à dire des sources dont le mode d'entrée et le traitement sont très différents. En outre, souvent le non ponctuel au fil des pages est assimilé au diffus et le diffus à l'agricole... comme en témoigne le nombre d'étude sur les pollutions non ponctuelles qui se terminent par des recommandations sur les terres agricoles ! La sagesse est d'opter pour une définition précise et opérationnelle comme celle proposée par Frère (1978) et de se donner les moyens méthodologiques pour l'utiliser. Frère distingue diffus et ponctuel tout d'abord sur la base de critères hydrologiques (Figure 1). Cette distinction est cohérente (tableau 1) en terme de traitement possible de la pollution et d'échantillonnage.

Type de source	Ponctuelles	Diffuses
Mode d'entrée dans le réseau hydrographique	rejets indépendants de la pluie, en général et des lieux précis	émission lors des périodes de pluie, en des lieux indéfinissables
Nature des rejets	très concentrés, forte proportion de formes solubles	très dilués, accompagnés de forts apports d'eau et de sédiments ; en général, forte proportion de P-particulaire
Transfert dans le réseau hydrographique	transmis indépendamment des périodes de ruissellement, au rythme des activités humaines	passé par, dans ou sur le sol et transféré à la faveur de périodes pluvieuses
Exemples types	égouts divers	pertes des terres agricoles ruissellements urbains
Maîtrise	collectable et traitable ; possibilités de normes de rejet	non collectable ; maîtrise liée à la gestion du territoire

Tableau 1 : Différences entre sources diffuses et sources ponctuelles

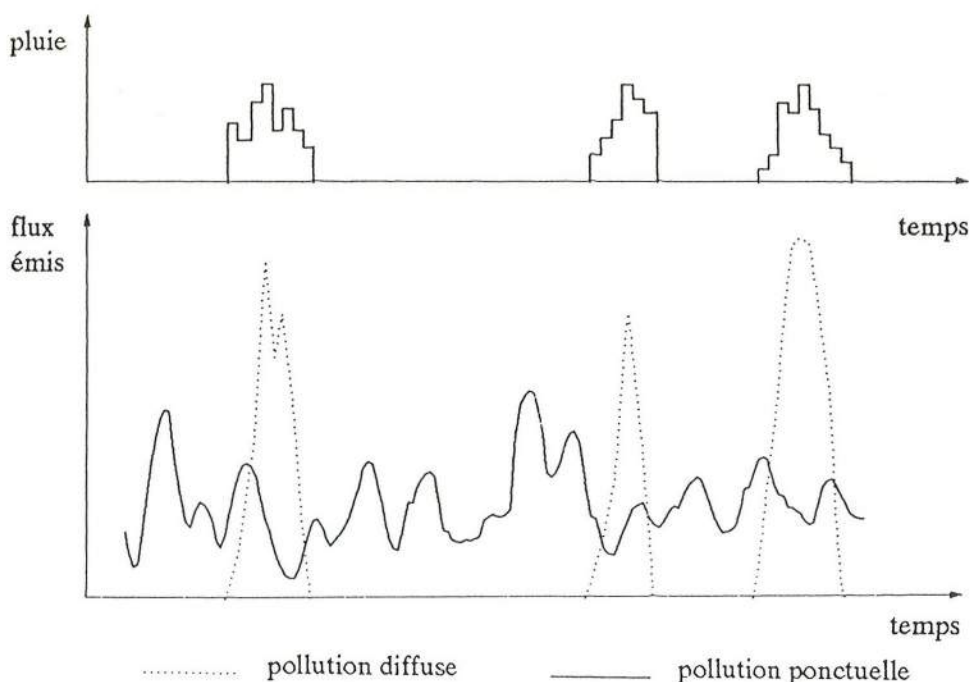


Figure 1 : Modalités d'émission de la pollution diffuse et de la pollution ponctuelle

2.1. Les sources ponctuelles

Les sources ponctuelles émettent le phosphore indépendamment des conditions météorologiques, selon un rythme correspondant à celui des activités humaines qui les manipulent. Le cas typique est celui des égouts rejetés dans le réseau hydrographique avec ou sans système d'épuration. Il s'agit de rejets bien localisés dans l'espace mais plus ou moins répertoriés. Dans les 2 bassins (30 et 70 km²; région du Léman), que nous avons étudiés en détail, 30 % environ des points rejets n'étaient pas formellement identifiables par enquêtes (Dorioz, Orand, 1995). Un inventaire général des points de rejets dans toutes les rivières du bassin du Léman, pour l'association de sauvegarde du Léman (ASL, 1995), confirme l'abondance des rejets "sauvages".

Les sources ponctuelles correspondent, en général, à des apports concentrés et dominés par le P-soluble. En terme de lutte contre la pollution, il s'agit de sources que l'on peut traiter et collecter (ce qui ne devrait pas exclure une lutte à la source...).

Lors des étiages et tarissements le ruissellement n'existe pas et le phosphore exporté provient soit du bruit de fond naturel (apports des nappes et sources), soit des sources polluantes ponctuelles. De ce fait, on enregistre, à l'exutoire, des fluctuations de concentration correspondant aux cycles des activités humaines impliqués dans les rejets de P. Ce phénomène s'observe dans la mesure où les rejets modifient notablement la teneur en P des eaux; ce qui apparaît très facilement car la teneur en P-soluble des sources et des nappes est naturellement très faible (< 20 µg/l). Le caractère cyclique journalier et hebdomadaire, tel que nous l'observons dans nos bassins lémaniques est bien marqué car les points de rejets ponctuels sont regroupés dans les bassins par villages (figure 2).

bassin versant du redon
variabilité des concentrations à l'exutoire

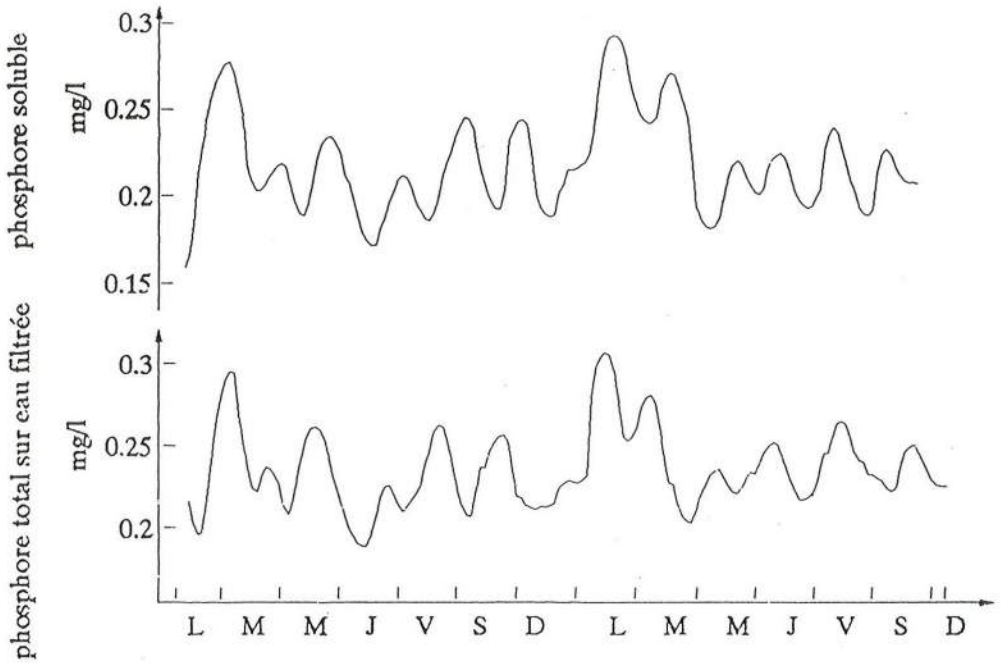


Figure 2 : Variabilité des concentrations en phosphore à l'exutoire du bassin du Redon (33 km²) lors d'un étiage

2.2. Les sources diffuses

Le P d'origine diffuse provient des sols au sens large du terme. Il est mobilisé lors des épisodes pluvieux essentiellement par le ruissellement. Il entre dans le réseau hydrographique par intermittence, selon un rythme relié à celui des crues. Aucun point précis d'entrée ne peut être déterminé, si bien qu'il est impossible d'échantillonner à la source. Enfin, le traitement de cette pollution repose sur la gestion et l'aménagement des terres et des bassins.

Le P d'origine diffuse est accompagné de grandes quantités d'eau, et, en général, de grandes quantités de sédiments. Les formes particulières contribuent alors beaucoup aux flux, surtout en début de crue, ce qui renforce les difficultés d'échantillonnage et élimine d'emblée toute idée de normes de rejets. Enfin, on considère également comme origine diffuse, le P apporté par les sources et les nappes. Il s'agit de P-soluble produit par l'altération ou transféré à travers le sol par lessivage. Ces transferts sont actuellement peu intenses dans nos régions.

3 Fonctionnement du bassin versant et transfert des diverses sources

L'état hydrique du bassin détermine les types de sources actives mais aussi les taux de transfert. Certaines sources de P sont intermittentes, d'autres sont constantes mais peuvent être temporairement négligeables, d'autres donnent lieu à des stockages plus ou moins transitoires. Enfin, le transfert modifie les formes transférées. L'ensemble de ces phénomènes constitue le "fonctionnement du système de transfert", il doit être décrit en "vraie grandeur", c'est à dire à l'échelle du bassin entier, pour que la typologie présentée au chapitre précédent puisse servir à faire des bilans de pollution.

3.1. Rétention et transformation du Phosphore dans le lit de la rivière

3.1.1. Mise en évidence qualitative

Le phosphore introduit dans les rivières lors des basses eaux est en partie retenu dans les sédiments, le périphyton et les macrophytes. Les processus en cause sont bien connus : pour le P-soluble l'absorption biologique, réactions d'adsorption ou de précipitation, pour le P-particulaire simple sédimentation (Harm *et al.*, 1978; Pilleboue, 1987). Les paramètres qui règlent localement l'intensité de l'un ou l'autre sont : la concentration en P-soluble, la concentration en cations, en matière organique, la taille des particules et l'hydrologie.

Tous ces processus contribuent à augmenter très fortement (x3 à x4) la teneur en phosphore total des sédiments et de l'eau interstitielle associée, en aval des points de rejets. Au laboratoire on peut montrer que les phénomènes d'insolubilisation du P-soluble ne sont que partiellement réversibles. Le sédiment ainsi enrichi se caractérise aussi par une baisse de son pouvoir fixateur et une biodisponibilité potentielle du P-particulaire très élevée (Dorioz *et al.*, 1995). La composition du P-organique est dominée par des composés facilement hydrolysables (Feuillade et Dorioz, 1990)..

3.1.2. Evaluation du stock de phosphore retenu lors des basses eaux

A toutes ces données s'ajoute la possibilité de quantifier globalement ce phénomène à l'échelle d'un réseau hydrographique entier (Dorioz *et al.*, 1989). L'étude a porté sur les flux hebdomadaires exportés vers le Léman en période de tarissement et d'étiage par deux bassins versants (respectivement 33 et 59 km²) à forts rejets ponctuels (d'où de fortes concentrations de P-soluble en étiage : 0,3 à 0,5 mg/l). Un pas de temps hebdomadaire (un prélèvement /8h pour un échantillon moyen, proportionnel au débit, par semaine) assure une bonne intégration de la variabilité cyclique des rejets ponctuels due au rythme des activités humaines (fig 2).

Sur trois années de mesures, on constate qu'il existe une relation significative entre concentrations moyennes (C_m) en P-total ou P-soluble et débit moyen Q_m ($C_m = Q_m \cdot 1/3 + b$). La relation flux et débit (figure 3) montre que le flux exporté varie avec le débit moyen de la semaine jusqu'à un maximum au-delà duquel un plateau apparaît. Le maximum est associé à un débit limite qui n'est pas le même dans nos deux bassins.

bassin versant du foron
épisodes d'étéage d'une semaine
période 1990-1993

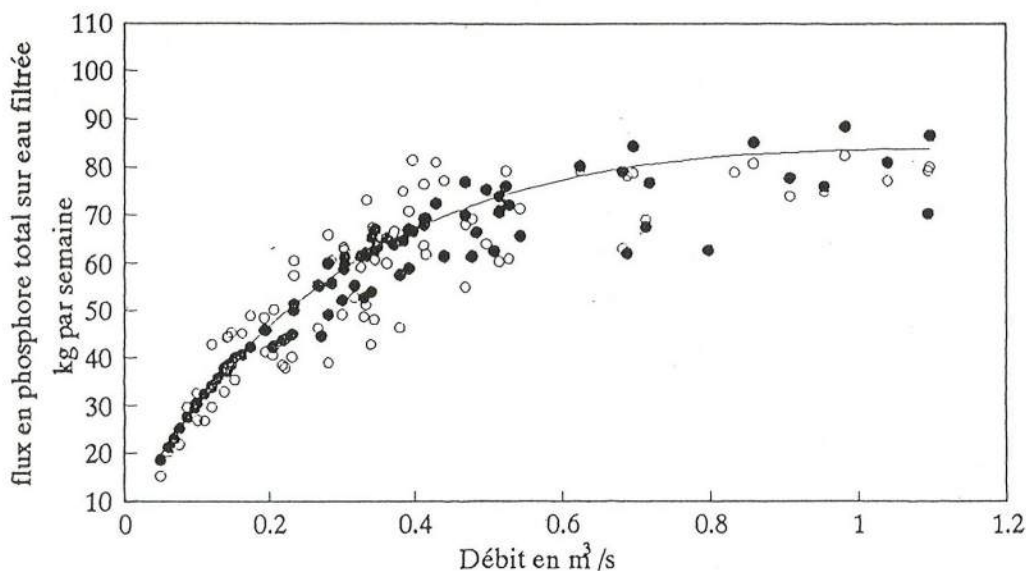


Figure 3 : Relation flux hebdomadaire de phosphore et débit moyen pour les périodes d'étéage et de tarissement 1990-1993 (Foron 57 km²).

Cette évolution des exportations hebdomadaires s'observe alors que les entrées moyennes de phosphore à l'échelle de la semaine sont constantes (en tarissements et étéages : les apports résultent des rejets ponctuels et du bruit de fond naturel). De ce fait, la relation flux-débit s'interprète comme décrivant une rétention du phosphore soluble et particulaire, dont l'efficacité décroît quand le débit moyen de la semaine augmente.

Les variations du débit moyen se traduisent par des changements touchant les sédiments : granulométrie, taux de sédimentation, temps de contact avec l'eau et durée de transfert de l'eau. Il est donc logique qu'elles affectent des processus de rétention liés aux échanges eau-sédiments. Au-delà du débit limite, le débit moyen de la semaine est suffisant pour transférer tout le phosphore (ou presque) rejeté dans le réseau hydrographique vers l'exutoire. Le stockage est alors négligeable et on a équilibre entre les entrées et les sorties. On peut alors, sous réserve d'évaluer le bruit de fond "naturel" (ce qui est aisé), mesurer la pollution ponctuelle totale plus largement. En adoptant un point de vue plus large, on peut considérer que la fonction Q/C, en étéages et tarissements, ouvre une possibilité intéressante de caractérisation de la pollution ponctuelle et de sa rétention ou transformation à l'échelle du bassin versant (Dorioz, Orand, 1995).

Les phénomènes de rétention de P, pour les débits de basses eaux, aboutissent à stocker des quantités importantes de phosphore lors de ces périodes. Le maximum cumulé observé, à l'issue d'un long étéage de presque 3 mois, correspondait à ¼ du flux annuel (Pilleboue, 1987). Couramment, les flux stockés sont équivalents à ceux des plus fortes crues en étéage; 50 % du phosphore total rejeté annuellement passe par une phase de stockage : la rétention est un élément majeur dans la dynamique macroscopique du phosphore dans nos bassins versants.

3.4. Synthèse

Le bassin n'est donc pas une somme d'émetteurs diffus et ponctuels dont les apports s'additionneraient dans la rivière, pour être ensuite transportés passivement vers l'exutoire. On peut donc concevoir les bassins versants ruraux de la taille de ceux que nous avons étudiés comme un système constitué de 4 sources de phosphore diffuses et ponctuelles alimentant les deux compartiments de la rivière : l'eau courante et les sédiments. La mise en action de ces composants dépend de l'hydrologie qui déterminent les zones actives du bassin et donc les émetteurs actifs, les taux de transferts et l'intensité des phénomènes de stockage et de resuspension (figure 4).

1. Le diffus urbain dont le flux est intégralement transmis. (la concentration moyenne C diminue avec le volume ruisselé)
2. Le bruit de fond naturel et le diffus agricole, lié aux herbages, qui représentent une contribution faible pour P mais apportent des sédiments à fort pouvoir fixateur.
3. Le diffus agricole dont la mobilisation et la transmission s'accroissent avec le ruissellement
4. Le ponctuel (domestique ou agricole) dont le taux de transmission n'est total qu'au delà d'un débit minimum et qui s'insolubilise partiellement lors de son transfert.

Les interactions entre ces sources apparaissent lors du transfert en étiage, elles aboutissent au stockage d'une partie du P ; en crue, elles résultent d'échanges entre suspensions et solutions.

CÓNCLUSION PROVISOIRE :

Le système de transfert du phosphore

Les constituants du bassin versant intervenant dans le transfert varient selon les propriétés et l'usage de l'élément considéré. Pour le phosphore le système de transfert dans un bassin rural présente les caractéristiques suivantes :

1. Le phosphore est un élément qui se déplace en surface du bassin versant.
2. Les sources potentielles du phosphore sont très variées : elles sont liées à la vie courante en raison du rôle métabolique et lessiviel de cet élément.
3. Source potentielle ne signifie pas toujours transfert car les sources ne sont pas toujours "connectées" au réseau hydrographique. C'est en considérant ce phénomène qu'il est possible de typer efficacement les sources de phosphore en diffus et ponctuel.
4. Le transfert du phosphore dans le réseau hydrographique n'est pas un phénomène passif : c'est un phénomène discontinu qui s'accompagne de changements de formes qu'il est utile de caractériser si l'on veut comprendre les bilans et contribuer à prévoir les impacts sur les milieux récepteur.
5. Le réseau hydrographique est donc un constituant à part entière du système. C'est le lieu des interactions entre sources de polluants, entre polluants. C'est un lieu de stockage et de transformations biogéochimiques.

BIBLIOGRAPHIE

- ASL, 1995. Opération rivière propre; Association de sauvegarde du Léman. "Lémanique Genève".
- BARROIN G., 1990. La pollution par les phosphates. *la Recherche*, 21, 620-627.
- DORIOZ J.M., FERHI A., PILLEBOUE E. 1989. Dynamique du phosphore dans les bassins versants : phénomènes de rétention dans les sédiments. *Water Research* 23 (2), 147-158.
- DORIOZ J.M., PELLETIER J., BENOIT P. 1995. Variations des propriétés physicochimiques et de la biodisponibilité potentielle du P-particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant. *Water Research* (à paraître).
- DORIOZ, ORAND, 1995. Dynamique du phosphore dans un bassin du Léman. Application à la détermination de l'origine des flux (à paraître).
- FEUILLADE et DORIOZ, 1992. Enzymatic release of phosphate in sediments of various origins. *Wat. Res.* 26 (9) p 1195 - 1201.
- FRERE M.H., WOOLISER D.A., CARO J.H., STEWART B.A. 1978. Control of non point water pollution from agriculture . *J Soil Water Conserv.* 32 (6) 200-264.
- HARM L., VIDAL P.H., McDERMOTT T.E. 1978. Phosphorus interactions with streambeds sediments. *J. Env. Eng. Div.* 104 - EC2, 271-288.
- PILLEBOUE, 1987. Origines, bilans, mécanismes du transfert de P et de l'azote d'un bassin à un lac. Thèse-Paris 6 - 250 p.

**PRODUCTION ET TRANSFERT
DES POLLUANTS
DANS LES MILIEUX URBAINS**

CYCLE DES MÉTAUX EN MILIEU URBAIN : TRANSPORT DES MÉTAUX PARTICULAIRES

Alexandrine ESTÈBE^{1,3}, Anne-Laure BUSSY^{1,3},
Jean-Marie MOUCHEL^{2,3} et Daniel R. THÉVENOT^{1,3}

¹ Laboratoire de Bioélectrochimie et Analyse du Milieu (LABAM), Faculté de Sciences et Technologie, Université Paris XII-Val de Marne, 61 Avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex,

² CERGRENE, ENPC-ENGREF, La Courtine, 93167 Noisy-le-Grand Cedex,

³ PIREN-Seine, GDR 1067 du CNRS, Laboratoire de Géologie Appliquée, Université P. et M. Curie, 4 Place Jussieu, 75252 Paris Cedex 05.

Résumé

Les polluants métalliques en zone urbaine sont présents en grande quantité. Quelle que soit leur source, ils sont entraînés par la pluie, dans un premier temps vers le réseau d'assainissement et, dans un deuxième temps, vers la rivière. Existant essentiellement sous forme particulaire, c'est à dire fixés sur des solides, les métaux se retrouvent dans le fleuve au sein des matières en suspension (MES) et des sédiments.

Les quantités de MES dans un fleuve étant liées au régime hydrique de ce dernier, il est intéressant de suivre les concentrations métalliques de ces suspensions afin d'observer le comportement des métaux en période basses eaux, mais également en période de crue. En période d'étiage estival, les débits d'eau dans le fleuve étant faibles, l'impact d'une ville, comme Paris peut être visualisé au moyen de prélèvements en amont et en aval de celle-ci. En outre, l'impact des rejets urbains par temps de pluie (RUTP) peut être identifié en échantillonnant les MES avant et après les orages et déversements des réseaux unitaires et séparatifs. En période hivernale, l'impact de la ville ou de ses rejets est moins élevé car ceux-ci sont dilués dans le fleuve qui présente alors un fort débit. Par contre, les crues entraînent, d'une part, la remise en suspension de sédiments déposés localement et, d'autre part, l'apport de MES des bassins versants en amont. Ces deux phénomènes ont des conséquences importantes sur les concentrations et flux de métaux particuliers en milieu urbain.

1. Introduction

1.1 Cycles de l'eau et des métaux en milieu urbain

Cycle de l'eau en milieu urbain

La compréhension du cycle des métaux en zone urbaine passe tout d'abord par la connaissance du cycle de l'eau (Figure 1). En environnement urbain, partant de l'atmosphère, l'eau de pluie peut atteindre deux types de surfaces:

- des *surfaces perméables* (espaces verts, forêts ou chantiers): dans ce cas, il y a infiltration de l'eau dans les sols et progression de celle-ci vers la rivière;
- des *surfaces imperméables* (toitures, chaussées, trottoirs ou parking): dans ce cas l'infiltration de l'eau dans le sol n'est plus possible, il y a alors ruissellement, et l'eau est dirigée vers le réseau d'assainissement; à partir de ce réseau, il existe encore deux possibilités: l'eau peut rejoindre la rivière, soit en transitant par une station d'épuration, soit directement à l'exutoire de réseaux séparatifs ou de surverses de réseaux unitaires.

Cette dernière situation de rejet direct en rivière se rencontre en région parisienne lors des gros orages, car les volumes d'eau arrivant dans le réseau d'assainissement sont trop importants pour être transportés et traités par les stations d'épuration, et une partie est donc directement rejetée en Seine. Ce type de rejet connu sous le nom de *surverse unitaire* fait donc partie des *rejets urbains de temps de pluie* (RUTP) que l'on définit comme « l'ensemble des rejets au milieu naturel occasionnés par les eaux météoriques en milieu urbain ».

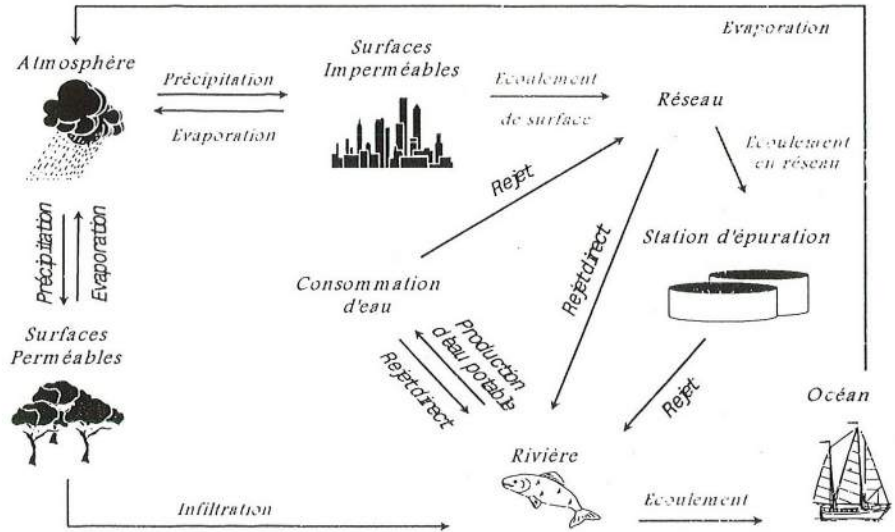


Figure 1 - Cycle de l'eau, d'après Valiron (1992)

Les polluants véhiculés par ce type de rejets peuvent être regroupés en deux catégories (Tabuchi, 1995) : les polluants biodégradables incluant diverses formes de la matière organique, de l'azote et du phosphore et les micro-polluants minéraux ou organiques, généralement de grande stabilité, qui se concentrent fréquemment en certains compartiments de l'écosystème (sédiments, plantes et animaux aquatiques). Parmi tous ces polluants et micro-polluants, les *métaux lourds* constituent de bons traceurs pour les RUTP : en effet, nombre d'entre eux ont une origine essentiellement urbaine. C'est par exemple le cas du plomb contenu dans l'essence, ou encore du zinc constituant les toitures et les gouttières parisiennes.

Cycle et transport des métaux en milieu urbain

En milieu urbain, l'eau de pluie va se charger progressivement en polluants de toutes sortes au cours de son trajet de l'atmosphère à la rivière. En ce qui concerne les métaux, l'enrichissement de l'eau de pluie va se faire dès la traversée de l'atmosphère, puis par ruissellement sur les toitures, les trottoirs et les chaussées. Cet enrichissement va se poursuivre lors du passage de l'eau en réseau d'assainissement. Cette eau aboutira en rivière, soit épurée s'il y a transit par une station d'épuration, soit directement via les réseaux séparatifs ou les réseaux unitaires, s'il y a de forts épisodes pluvieux.

Tous ces métaux venus enrichir les eaux rejetées en rivière se trouvent essentiellement sous forme particulaire. Une fois dans le fleuve, associés aux matières en suspension (MES), ils vont être entraînés, déposés, remis en suspension, puis redéposés. Les MES constituant le principal vecteur de transport des métaux, tant en réseau (Chebbo, 1992) qu'en Seine (Huang et Mouchel, 1994), nous nous sommes principalement intéressés à ce type d'échantillon pour analyser le transport en milieu urbain.

1.2 Évolution annuelle des concentrations métalliques particulières en Seine

Au cours des campagnes d'échantillonnage, nous nous sommes fixés pour objectif, dans un premier temps, de réaliser un suivi annuel des concentrations métalliques dans les matières en suspension circulant en Seine à l'aval de Paris, afin de mettre en évidence des variations de concentrations en métaux dans les MES au cours de l'année et de distinguer les périodes de faible et de fort débit du fleuve. Nous avons ensuite analysé séparément ces 2 périodes. En *période estivale*, c'est à dire en période de faibles débits, l'impact des différents rejets de Paris et de l'agglomération parisienne, aussi bien par temps sec que par temps de pluie, se feront beaucoup plus sentir, car ils ne seront que très peu dilués: cette période peut donc permettre de mettre en évidence l'impact des rejets de Paris et des RUTP. En *période hivernale*, les débits d'eau transitant dans le fleuve sont très élevés, et les rejets, quels qu'ils soient, sont considérablement dilués. De ce fait, leur impact est considérablement réduit: ce type de période peut permettre, par contre, de mettre en évidence l'impact des crues sur les concentrations en métaux des MES circulant en Seine et donc de venir compléter la connaissance du mode de transport des métaux toxiques vers l'estuaire.

2. Conditions expérimentales

2.1 Choix des sites d'échantillonnage des MES

En fonction des objectifs de ce travail, quatre sites ont été choisis en région parisienne:

- Vitry sur la Seine (barrage du Port à l'Anglais) et Alfortville sur la Marne (Barrage de Saint Maurice), deux sites en amont de Paris, ont été choisis afin de mettre en évidence, les contributions respectives de la Seine et de la Marne aux apports de métaux particuliers dans Paris;

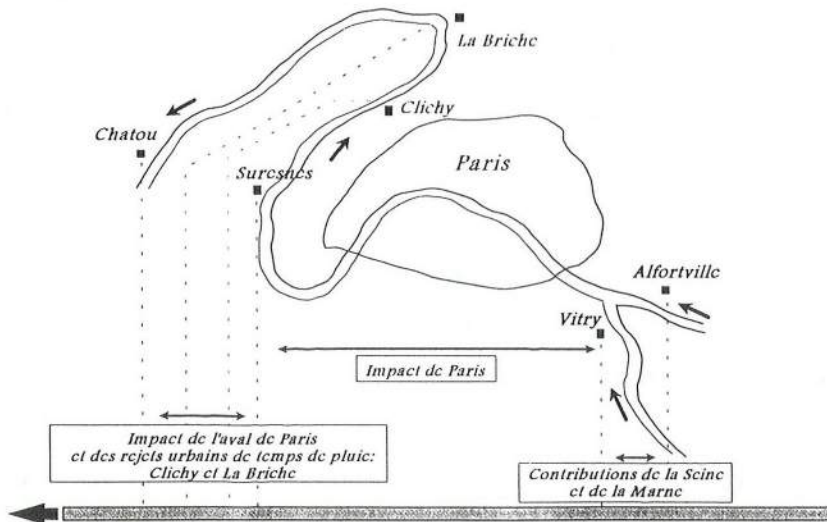


Figure 2 - Schéma de localisation des sites d'échantillonnage

- Suresnes, en aval de Paris, a été choisi car ce site se trouve en amont de deux des plus gros sites de RUTP connus en région parisienne, Clichy et La Briche, et permet donc d'évaluer l'impact des rejets de Paris sur les concentrations métalliques des MES circulant en Seine;
- Chatou à l'aval de Paris a été choisi pour le suivi annuel des concentrations métalliques des MES; la comparaison des résultats obtenus à Suresnes avec ceux obtenus à Chatou permet de mettre en évidence l'impact des RUTP.

2.2 Méthodes d'échantillonnage de MES

De façon classique, l'échantillonnage des MES est réalisé par centrifugation ou par filtration, et conduit à des mesures caractéristiques d'un site à un instant donné.

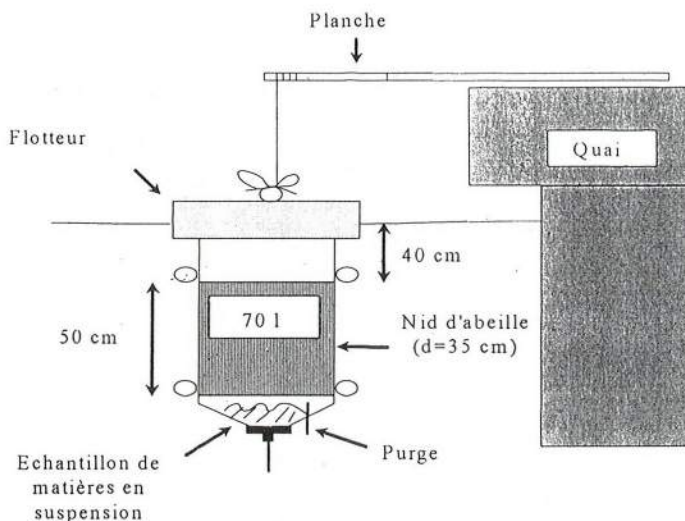


Figure 3 - Schéma des trappes à MES utilisées en Seine

Nos objectifs nécessitant des échantillonnages intégrant sur plusieurs journées les MES en Seine, mais aussi susceptibles d'être conduits pendant 18 mois, nous avons mis au point un nouveau type de préleveur (Estèbe, 1992), les trappes à matières en suspension (figure 3), dérivé des dispositifs utilisés en mer et en lac (Blomqvist 1981, Gardner 1980 a et b). Parallèlement à l'utilisation de ces trappes à MES destinées à récolter de grandes quantités d'échantillons moyens, les teneurs en MES ont été déterminées par filtration d'eau brute et pesée des filtres secs.

2.3 Extractions et analyses des métaux

Les échantillons de MES, après leur prélèvement au fond des trappes relevées quotidiennement ou hebdomadairement, ont été rapidement transportés au laboratoire, centrifugés, puis séchés. L'extraction des métaux a été réalisée par des attaques acides à chaud (mélange $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ concentrés, 18:2 vol/vol) (Marchandise, 1982, Flores-Rodriguez, 1992). L'analyse a été conduite par spectrophotométrie d'absorption atomique en mode flamme. Les éléments majeurs mesurés sont le fer, les éléments traces sont le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc.

3. Résultats

3.1 Évolution annuelle des concentrations en MES et du débit de la Seine à l'aval de Paris

La figure 4 présente entre les mois de juin 1992 et de novembre 1993, les débits moyens journaliers de la Seine à Austerlitz et les concentrations en matières en suspension du fleuve à Chatou. En ce qui concerne les débits, nous pouvons distinguer:

- les périodes estivales de débit faible et stable compris entre 100 et $150 \text{ m}^3/\text{s}$,
- des périodes hivernales de débit élevé, avec des pics de crue pouvant dépasser $800 \text{ m}^3/\text{s}$.

Les concentrations en MES augmentent lors des épisodes de crue et diminuent progressivement avec la décrue. Ce phénomène semble correspondre, en début de crue, à une remise en suspension des sédiments déposés et aux apports de MES des bassins versants amont. En fin de crue cette remise en suspension diminue, les apports venant de l'érosion des bassins versants amont diminuent également et il y a donc décroissance des concentrations en MES.

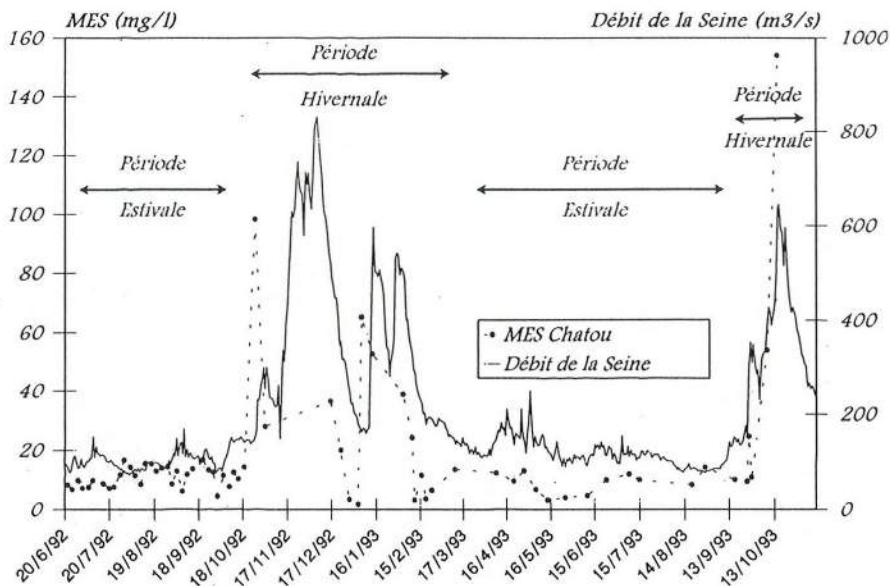


Figure 4 - Évolution des concentrations en MES à Chatou et du débit de la Seine, au Pont d'Austerlitz, entre les mois de juin 1992 et novembre 1993

3.2 Évolution annuelle des concentrations métalliques dans les MES en Seine à l'aval de Paris

Cas d'un élément majeur: le fer

La figure 5 présente, pour un élément majeur comme le fer, l'évolution des concentrations au sein des matières en suspension circulant en Seine, à Chatou, entre les mois de juin 1992 et de novembre 1993. Cette courbe met clairement en évidence des oscillations de concentrations en fer au cours de l'année autour d'une valeur moyenne de 25 g/kg m.s.. Il est clair que ces variations ne sont en aucun cas liées aux variations de débit du fleuve, mesurées au Pont d'Austerlitz à Paris.

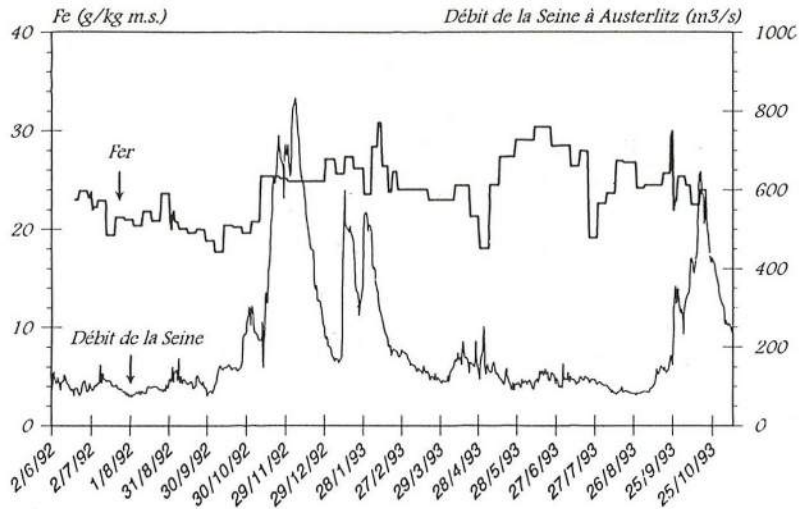


Figure 5 - Évolution des concentrations en fer dans les MES prélevées à Chatou et des débits de la Seine, au Pont d'Austerlitz, entre les mois de juin 1992 et novembre 1993

Cas d'un élément trace: le cadmium

Dans le cas d'un élément trace comme le cadmium (Figure 6), on peut observer que ces concentrations ne varient pas autour d'une valeur moyenne comme pour le fer. Sur les 18 mois de l'étude, nous avons pu observer des concentrations élevées lorsque les débits sont faibles et des concentrations faibles lorsque les débits sont élevés. D'autre part, si l'on se place à l'échelle d'un été, nous pouvons observer des pics de concentrations bien marqués. Les autres métaux traces conduisent à des résultats semblables.

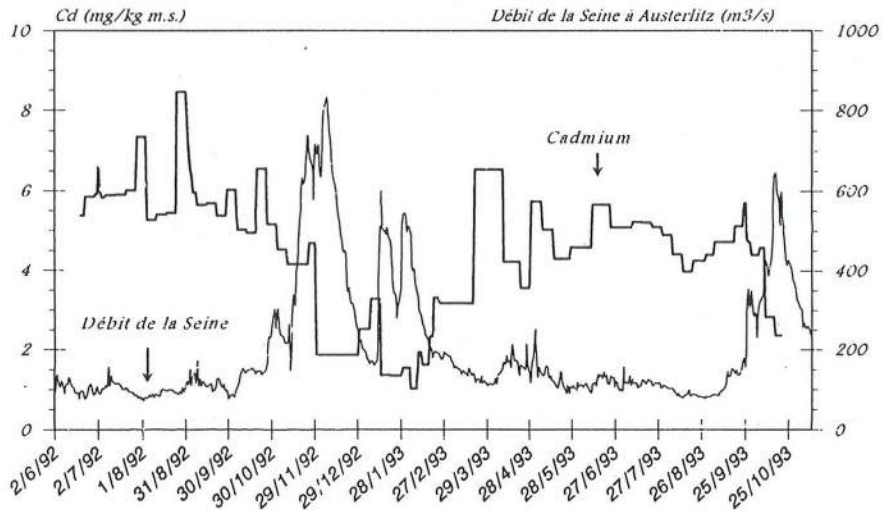


Figure 6 - Évolution des concentrations en cadmium dans les MES prélevées à Chatou et des débits de la Seine, au Pont d'Austerlitz, entre les mois de juin 1992 et novembre 1993

3.3 Évolution des concentrations métalliques en Seine en période estivale à l'aval de Paris

Cas d'un élément majeur: le fer

Durant l'été 1992, nous avons suivi l'évolution des concentrations en métaux des MES, non plus uniquement pour Chatou mais pour la totalité des sites étudiés: ce suivi a même été affiné lors des épisodes de débordements à Clichy (figure 7). Pour le fer, constituant majeur de la matrice des échantillons, il n'apparaît pas de différence significative entre l'amont et l'aval de Paris. Cette courbe nous permet également d'observer que lors des deux principaux épisodes de débordements de l'été, les concentrations en fer ont augmenté à Suresnes: ce phénomène est probablement relié à un rejet ponctuel en amont de ce site, accompagnant l'épisode orageux.

Cas d'un élément trace: le cadmium

Dans le cas du cadmium (figure 8), nous constatons, à l'inverse du fer, qu'il existe des différences significatives entre les concentrations dans les MES à l'amont et à l'aval de Paris. Ceci apparaît clairement lorsque nous comparons les résultats obtenus à Vitry (barrage du Port à l'Anglais) et Alfortville (barrage de Saint Maurice) avec ceux obtenus à Suresnes, mais également lorsque nous comparons les résultats obtenus à Suresnes avec ceux obtenus à Chatou. Ces augmentations de concentrations illustrent bien le fait que les rejets chroniques de Paris et de la région parisienne apportent en Seine une quantité de métaux considérable. Si l'on s'intéresse plus spécifiquement aux concentrations en cadmium particulière à l'occasion des épisodes de débordements, nous observons des pics à Chatou consécutifs aux rejets, qui illustrent l'impact de ces RUTP. Des résultats semblables ont été obtenus pour les autres métaux traces.

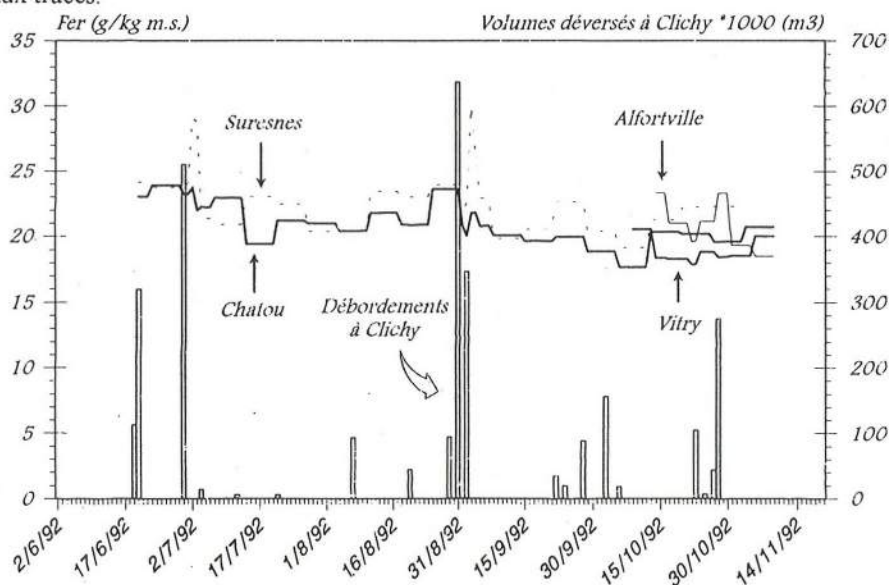


Figure 7 - Évolution des concentrations en fer dans les MES prélevées à Chatou et volumes des déversement unitaires à Clichy, au cours de l'été 1992

Il faut enfin noter l'existence d'un pic de concentration en cadmium particulière par temps sec que l'on doit pouvoir attribuer à un rejet accidentel ou consécutif au chômage d'une partie du réseau.

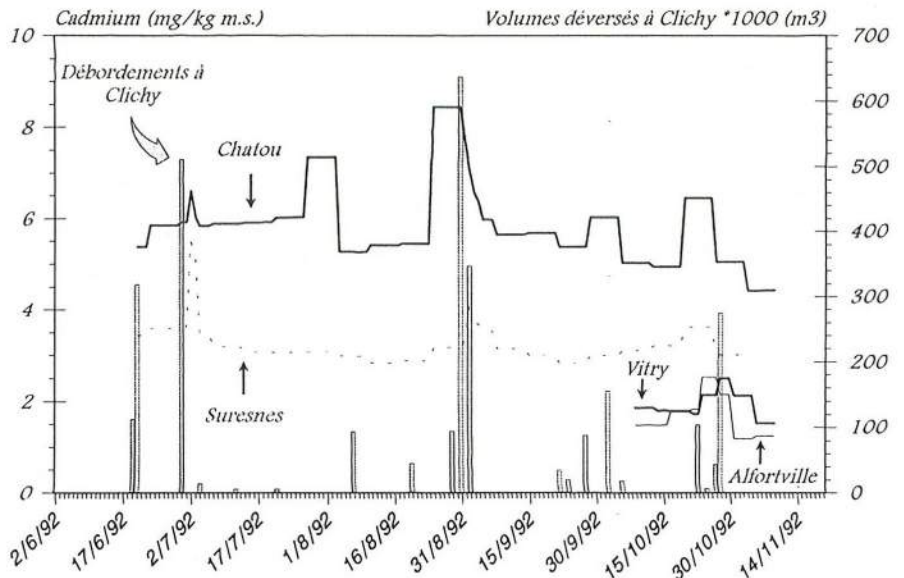


Figure 8 - Évolution des concentrations en cadmium dans les MES prélevées à Chatou et volumes des déversement unitaires à Clichy, au cours de l'été 1992

3.4 Évolution des concentrations en MES en Seine en période hivernale à l'aval de Paris

En période de crue hivernale, l'effet du débit sur les concentrations en MES mesurées en Seine peut être présenté sur un autre type de graphique (figure 9). Lors de la crue de janvier et février 1993; nous parvenons, en portant les dates de prélèvement sur les points, à une représentation de l'hystérésis de l'augmentation des MES lors de l'augmentation de débit et de leur diminution lors de la chute du débit. Cette augmentation de concentration en MES lorsque le débit augmente résulte de deux phénomènes:

- la remise en suspension des MES, déposées localement, due aux vitesses élevées d'écoulement de l'eau,
- un apport de MES, lié à l'érosion des bassins versants amont, lors des épisodes pluvieux antérieurs.

Ces deux phénomènes expliquent également le fait que les concentrations en MES diminuent en même temps que le débit. En effet, lorsque la décrue arrive, les dépôts locaux ont été évacués, et l'érosion des bassins versants amont devient plus faible.

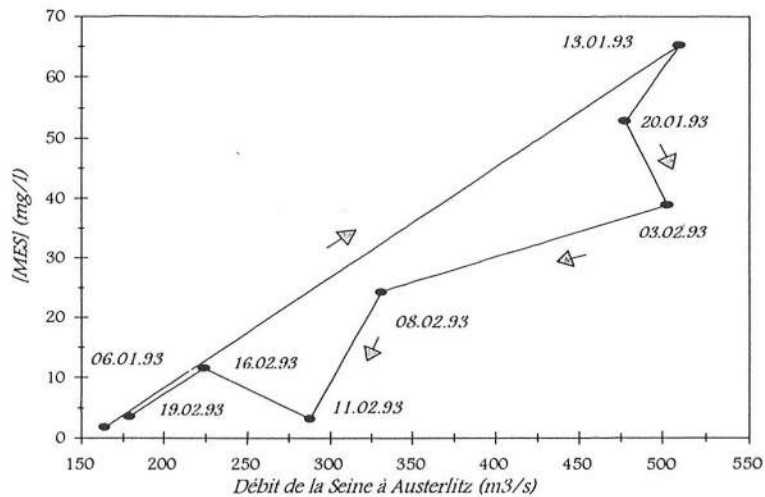


Figure 9 - Évolution des concentrations en MES en Seine au cours de la crue de janvier 1993

3.5 Évolution des concentrations en plomb des MES en Seine en période hivernale à l'aval de Paris

En suivant l'évolution des concentrations en plomb des MES lors de la même crue (figure 10), nous observons que, lorsque la crue débute, les concentrations en plomb augmentent pour rediminuer lors de la décrue. Nous pensons que:

- l'augmentation de concentration en plomb correspond à la remise en suspension des MES déposées localement et plus polluées, par suite des RUTP de période estivale,
- la diminution résulte de l'apport, par les bassins versants amont, de MES moins polluées car provenant de zones moins urbanisées et industrialisées.

3.6 Évolution des concentrations métalliques des sédiments en Seine à l'aval de Paris

La remise en suspension de dépôts locaux pollués par les RUTP en début de crues, est justifié par la comparaison de deux prélèvements de sédiments réalisés par carottages à Chatou avant et après la crue d'octobre 1993. En effet, nous observons qu'entre ces deux carottes les niveaux de concentrations en cadmium ont considérablement diminué (figure 11). Nous attribuons cette "disparition du cadmium" à un arrachement des couches superficielles de sédiments par la puissance de la crue et leur remplacement par des MES issues de bassins versants amont.

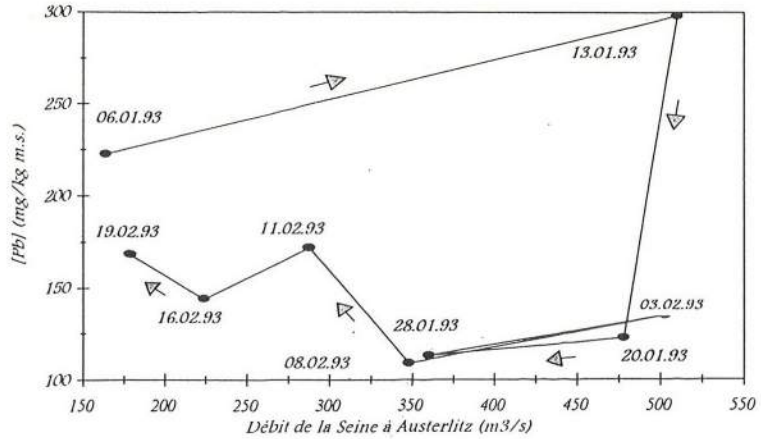


Figure 10 - Évolution des concentrations en plomb des MES circulant en Seine au cours de la crue de janvier 1993

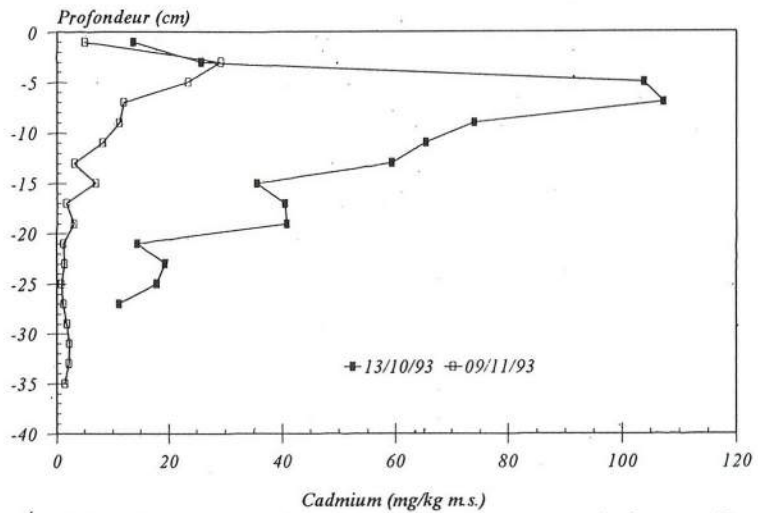


Figure 11 - Évolution des concentrations en cadmium avant et après la crue d'octobre 1993

4. Conclusion

A l'issue de ce travail, il apparaît ainsi que les métaux, fixés sur les MES, sont présents en Seine, à plus fortes concentrations en période estivale qu'en période hivernale. Ce phénomène semble pouvoir être relié à la fois à la dilution des apports urbains dans l'eau de Seine et à l'origine urbaine ou rurale des MES.

En période estivale, les concentrations sont d'autant plus élevées que l'on se trouve en aval de Paris. Cette différence démontre l'importance des rejets chroniques de la ville de Paris et de l'agglomération parisienne sur la qualité de la Seine. De plus, ces concentrations présentent des pics de métaux traces, fixés sur les MES, en aval de Paris lors des épisodes de surverses unitaires liées aux orages, démontrant ainsi l'effet de ces rejets épisodiques. Toutefois un bilan

des apports en métaux toxiques par les RUTP nous a montré que l'essentiel des MES provenant de ces rejets sédimentent en Seine en quelques jours.

En période hivernale les MES urbaines fortement polluées sont remises en suspension et entraînées vers l'aval tout en étant remplacées par des MES moins polluées.

Nous pouvons ainsi définir, pour le cycle des métaux en milieu urbain, plusieurs échelles de temps. D'horaire dans la description de la pluviométrie, des surverses dans le réseau d'assainissement, et de la sédimentation des MES, il faut passer à l'échelle hebdomadaire, mensuelle, et même annuelle pour prendre en compte le transport de ces MES, en échange avec les couches superficielles de sédiment. Si l'impact local des rejets de métaux toxiques par les bassins versants urbains peut donc être démontré, l'effet de chasse des crues hivernales de la Seine contribue donc à déplacer les zones d'impact de ces rejets vers l'estuaire et le littoral.

5. Bibliographie

- Blomqvist S., Hakanson L. (1981), A review of sediment traps in aquatic environment, **Archiv für Hydrobiologie**, 91, 101-132.
- Chebbo G. (1992), Solides des rejets pluviaux urbains: caractérisation et traitabilité, Thèse de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 413 p. + annexes.
- Estèbe A., Mouchel J.M. et Thévenot D. (1992), Impact des orages en zone urbaine sur les concentrations métalliques des matières en suspension de la Seine, Rapport PIREN-Seine, groupe Orages, 27 p.
- Flores-Rodriguez J. (1992), Les métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain: caractéristiques physico-chimiques, Thèse de l'Université Paris XII-Val de Marne, 229 p.
- Gardner W.B. (1980 a), Sediment trap dynamics and calibration: a laboratory evaluation, **Journal of Marine Research**, 38, 17-39.
- Gardner W.B. (1980 b), Field assessment of sediment traps: a laboratory evaluation, **Journal of Marine Research**, 38, 41-52.
- Hart B.T. (1982), Uptake of trace metals sediments and suspended particulates: a review, **Hydrobiologia**, 91, 299-313.
- Huang V. et Mouchel J.M. (1994) Concentrations totales et formes chimiques des métaux dissous dans la Seine, Rapport PIREN-Seine, thème « bassins versants urbains », 22 p.
- Marchandise P., Olié J.L., Robbe D. et Legret M. (1982), Diverse methods of mineralization trace metals determination in river sediment and sewage sludges ? Inter-laboratory comparaison of extraction techniques, **Environmental Technology letters**, 3, 157-166.
- Tabuchi J.P. (1995), La dépollution des rejets urbains par temps de pluie: quelques idées directrices, cours DEA STE, 6 p.
- Valiron F., Tabuchi J.P. (1992), Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie, état de l'art, Lavoisier TEC & DOC, 564 p.

ASSAINISSEMENT COLLECTIF OU AUTONOME LES RAISONS D'UN CHOIX

Jean-Claude DEUTSCH, ENPC-ENGREF

CERGRENE, La Courtine 93167 Noisy-le-Grand. Tel: (1) 49.14.35.21

1 Historique

1.1 De l'assainissement autonome à l'assainissement collectif

Les problèmes de transfert de l'eau dans les agglomérations urbaines ont été à l'origine du premier choix pour départager l'assainissement collectif de l'assainissement autonome. Pour illustrer cette affirmation, il est nécessaire de revenir plus d'un siècle en arrière, au début du XIX^e siècle.

A cette époque débute la révolution industrielle qui va conduire à un développement intensif des villes. Comme ce sera également le cas lors de la deuxième poussée urbaine qui a lieu après la seconde guerre mondiale, les problèmes d'assainissement créés par l'augmentation de la densité des populations, ne sont pas tout de suite perçus dans toute leur ampleur.

On en reste pour l'essentiel au recueil des excréta humains dans des fosses fixes situées dans les sous-sols des maisons. Ils sont ensuite ramassés par des vidangeurs professionnels et stockés dans des "voiries", telle la fameuse voirie de Bondy.

La Ville telle qu'elle se modèle à cette époque, ne contient pas uniquement des quartiers miséreux dans lesquels s'entassent les laissés pour compte des débuts de la modernité. Elle est constituée aussi de parties où la bourgeoisie moderne commence à édifier sa conception de l'esthétique urbaine, qui trouvera en France son acmé avec le bouleversement haussmannien.

Une des composantes de cette conception est l'exaltation du propre considéré comme une composante essentielle de la civilisation occidentale qui est en train de s'affirmer dans le monde. Une de ses caractéristiques principales, est la disparition de toute odeur et bien sûr de celle qui est la plus honnie, l'odeur de la merde.

Le XIX^e siècle est aussi le siècle des grandes épidémies de choléra qui font des milliers de victimes dans les populations urbaines. Bien que les découvertes pastoriennes datent de la fin de ce siècle, très tôt les savants soupçonnent les eaux stagnantes d'être la principale cause de ces épidémies.

Refus des odeurs, développement des épidémies, deux raisons très différentes et d'importance inégale d'un point de vue humain vont, toutes deux, conduire à une réflexion sur la manière d'assainir les villes modernes. Pour la première fois, apparaît une doctrine en assainissement.

Elle va tirer sa consistance de la réponse aux deux besoins clairement exprimés, décrits ci-dessus : faire disparaître l'odeur en faisant disparaître les origines de son développement, c'est à dire les fosses fixes et les charrettes de vidangeurs et amener les eaux le plus loin et le plus rapidement possible hors des villes. Le développement de la distribution d'eau dans les appartements par canalisation et l'augmentation subséquente de la consommation va conduire

au développement du tout à l'égout, qui trouve sa consécration dans un décret de la Ville de Paris de 1894.

La généralisation de l'évacuation gravitaire de toutes les eaux par canalisations souterraines ne peut pas être considérée uniquement comme la mise en place d'un paradigme technique. Elle est aussi la prise de conscience que l'assainissement ne peut plus être laissé uniquement dans les mains de particuliers. Il faut procéder à une "collectivisation" de l'assainissement car les intérêts généraux sont en jeu.

Comme l'ensemble des eaux est considéré, y compris les eaux de ruissellement, la notion de bassin versant devient essentielle. Transférer toutes les eaux d'un bassin versant urbain, de façon naturelle ou artificielle, vers un ou quelques exutoires bien choisis, est alors l'objectif explicite de l'assainissement. Le choix de l'assainissement collectif est une conséquence directe de l'adoption de cet objectif.

La montée en puissance des "experts" est caractéristique de cette évolution. L'assainissement était considéré jusqu'alors comme une activité commune à la charge de tout un chacun. Deux types d'experts contribuent maintenant à la constitution de la nouvelle doctrine technique. On trouve d'une part les médecins, dans le cadre du mouvement hygiéniste qui se développe à cette époque et qui va avoir une importance considérable sur l'urbanisme. D'autre part les ingénieurs, en particulier ceux de la Ville de Paris avec à leur tête BELGRAND, qui mettent au point les aspects techniques de la conception d'un réseau souterrain d'assainissement, à la suite d'ailleurs des anglo-saxons.

Un système doctrinal complet : théorie et cléricature, est constitué, qui va s'étendre sur toute la France. Il va perdurer pendant quelques dizaines d'années, jusqu'à ce que, comme tout système technique, il soit dépassé par l'évolution naturelle de la Société. Ceci va se traduire par la prise de conscience d'un certain nombre de difficultés dans son fonctionnement.

Dès le début du XX^e siècle, la concentration des rejets urbains en un ou quelques points d'un cours d'eau, par exemple, pose problème. Si le terme de pollution n'a pas à l'époque la diffusion qu'il a acquis depuis, les gens se rendent bien compte que des parties entières de rivières dépérissent et sont condamnées à mort. La nécessité d'une révision de la doctrine devient impérative.

Elle va conduire à l'idée d'une séparation complète, sur les bassins versants, des eaux pluviales et des eaux usées, qui seront désormais transportées par deux canalisations différentes. Deux arguments sont avancés. Il faut traiter les eaux par une station d'épuration avant rejet dans le milieu naturel, et il n'est pas possible de traiter les eaux pluviales dont on s'impose de croire qu'elles sont propres et dont le volume peut atteindre des valeurs très importantes de façon complètement aléatoire. D'autre part, il faut diminuer les coûts du système d'assainissement.

Pour atteindre cet objectif, les canalisations d'eaux usées sont construites sous toutes les rues afin de desservir l'ensemble des habitations avec un diamètre bien inférieure aux canalisations unitaires existantes auparavant. Par contre, on s'efforce d'évacuer les eaux pluviales le plus possible par ruissellement superficiel, en ne construisant des collecteurs que sur des petites distances, juste avant le rejet dans le milieu naturel. C'est ce que l'on nomme le système séparatif.

Il y a cependant toujours assez loin de la théorie à la pratique. En fait si l'on voit se développer tout au long de la première moitié du XX^e siècle ce système, ce n'est pas sous la forme que

l'on vient d'évoquer, mais bel et bien dans une configuration où l'on retrouve deux canalisations E.P. et E.U. sous toutes les rues. Non seulement l'objectif de diminution des coûts n'est pas atteint, mais d'autres problèmes apparaissent.

En effet, aucun moyen pour le contrôle des branchements n'ayant été prévu, il s'ensuit une multiplication des mauvais branchements, les pétitionnaires se connectant au premier tuyau qu'ils rencontrent sous la chaussée. On trouve des branchements E.P. dans les canalisations E.U., ce qui perturbe le bon fonctionnement des stations d'épuration et des branchements E.U. dans les canalisations E.P., ce qui entraîne une pollution permanente du milieu naturel.

L'assainissement collectif, tout compte fait, n'est peut être pas la solution idéale telle qu'elle apparaissait au milieu du XIX^e siècle. D'autres défauts vont se manifester après la deuxième guerre mondiale.

1.2 De l'assainissement collectif à l'assainissement autonome

Les années 1950 voient la deuxième vague de grande urbanisation qui aboutira à ce qu'aujourd'hui 75% de la population française est urbaine. Les conséquences en ce qui concerne l'assainissement sont exactement inverses de celles apparues lors de la première vague. L'assainissement autonome est de nouveau promu, et l'on ne raisonne plus en termes de transferts de l'eau sur un bassin versant. Pourquoi?

Les raisons sont à chercher directement dans les coûts de l'urbanisation. Etant donné les besoins, on se rend assez vite compte que prescrire l'assainissement collectif partout est une illusion. Il n'est pas question, par exemple, d'obliger les gens en banlieue parisienne, à se brancher directement dans l'égout, alors que ce dernier reçoit déjà les effluents de leur fosse septique. On ne peut pas non plus brancher à l'assainissement collectif, les maisons individuelles qui se construisent relativement loin des centres et donc des réseaux existants. Le gouvernement a beau préparer une loi anti-mitigeage contre cette nouvelle forme d'urbanisation qui a la faveur des français, rien n'y fait. Il est donc conduit à reconnaître l'assainissement autonome.

Par un arrêté du 14 juin 1969, le Ministère de l'Équipement autorise les constructions sur les parcelles de plus de 2000m² à la condition d'utiliser les dispositifs d'assainissement autonome qui sont indiqués dans le texte. Parmi ceux-ci, le choix du dispositif est laissé librement au constructeur.

Les sujétions techniques n'étaient clairement pas parmi les préoccupations des auteurs de l'arrêté. Celui-ci indiquait, par exemple, que les plateaux telluriques permettait d'éliminer toutes les eaux usées produites par un habitant grâce à un bac étanche de 10m², garni de graviers et de terre et planté de végétaux avides d'eau. Un simple calcul d'évapo-transpiration aurait montré qu'un tel dispositif ne pouvait fonctionner. C'est seulement en 1982 que le plateau tellurique sort discrètement de la gamme des dispositifs réglementaires acceptables.

En fait, contraintes par le développement de l'urbanisation, les techniques de l'assainissement autonome ont du mal à s'affirmer. Elles sont exposées à la méfiance des tenants de l'assainissement collectif et leur contrôle n'est pas bien assuré. Ce sont les inspecteurs de salubrité du Ministère de la Santé qui en sont chargés. Or ceux-ci sont peu nombreux, affectés à des tâches multiples, et mal formés à la connaissance de ces techniques.

L'arrêté interministériel du 3 mars 1982, complété par un certain nombre de circulaires interministérielles d'application fournit des indications précises sur les différentes filières qui peuvent être utilisées en assainissement autonome. Exceptionnellement dans la réglementation française, ces textes font état d'un obligation de moyens et non d'une obligation de résultats. Vestige probable d'une méfiance vis à vis de ce type d'assainissement, mais aussi difficulté technique de mesurer in situ la qualité du rejet dans le milieu naturel, ces dispositions permettent cependant d'asseoir officiellement l'assainissement autonome.

Quelques questions restent cependant pendantes. Une définition trop précise des filières rend difficile toute évolution des procédés techniques. Il est vrai que ceux-ci sont relativement simples et que l'on a, a priori, peu d'intérêt à trop compliquer les choses. Cependant on manque d'informations sur l'efficacité réelle des dispositifs et la recherche dans ce domaine a été complètement stérilisée.

Les expériences telle que celle menée à Amfreville-la-Campagne par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, ont surtout amené des éléments concernant la gestion des fosses septiques et des systèmes d'épandage. Elles ont aussi permis de poser clairement la question de savoir si l'assainissement autonome à partir du moment où il était officiellement reconnu dans les textes, devait rester du domaine privé ou pouvait passer dans le domaine de la responsabilité publique.

Les dernières années ont vu le débat sur ce point prendre de plus en plus d'ampleur, le droit de propriété apparaissant comme un obstacle important à la mise en place d'un service public de l'assainissement autonome. La loi sur l'eau du 3 janvier 1992 a tranché sur ce point. Ceci ne signifie cependant pas la fin de l'histoire pour l'assainissement autonome.

2 Une gestion globale de l'assainissement

2.1 Les apports de la loi sur l'eau

Le texte de la loi reconnaît formellement l'existence de l'assainissement autonome à côté de l'assainissement collectif. Ceci veut dire qu'en termes de doctrine technique, l'assainissement en France est constitué par ces deux éléments. Les communes doivent délimiter, après enquête publique, les zones d'assainissement collectif et celles relevant de l'assainissement autonome.

Comment, dans ce dernier cas, la loi concilie-t-elle responsabilité publique et équipements particuliers? En fait, les municipalités sont seulement tenues d'assurer, dans un but de salubrité publique, le contrôle des dispositifs d'assainissement. Elles peuvent cependant, si elles le décident, assurer leur entretien dans le cadre d'un service public d'assainissement géré comme un service à caractère industriel et commercial.

La définition des zones dans lesquelles l'un ou l'autre assainissement sera appliqué est particulièrement intéressante pour notre propos. Elle peut, en effet, s'interpréter comme le renouveau d'une réflexion sur les transferts de l'eau sur les bassins versants urbains.

Les critères indiqués pour définir les zones d'assainissement autonome concernent la densité de l'habitat et l'aptitude des sols. C'est à dire un critère d'ordre spatial et un critère d'ordre hydraulique et géomorphologique pour indiquer la capacité d'infiltration des eaux, auxquels il faut ajouter un critère économique qui n'est pas indépendant des deux premiers.

Pour répondre à ce que demande la loi sur l'eau, les communes sont donc obligées de bien connaître leur territoire, la qualité des différents milieux aquatiques qui s'y trouvent et les différents cheminements de l'eau possibles. Elles sont donc conduites vers une meilleure connaissance des éléments permettant une véritable gestion globale de l'assainissement.

On manque aujourd'hui d'un recul suffisant pour juger des effets réels de ce texte de loi, principalement en ce qui concerne la création d'un service public d'assainissement autonome. Les décrets d'application, qui devaient préciser si la Collectivité peut décider de limiter ce service à certains secteurs ou catégories d'usagers et si les particuliers ont la possibilité de refuser un tel service, ne sont pas encore parus même si on les annonce incessamment sous peu. Néanmoins, à travers les premières expériences, quelques éléments de réponse peuvent être apportés, permettant de préciser les conditions impératives de réussite pour la mise en place d'un contrôle et d'un entretien public des dispositifs d'assainissement autonome.

En tout premier lieu, il est nécessaire qu'une volonté forte se dégage au niveau des élus communaux. Elle servira à surmonter les problèmes qui subsistent tant que les décrets d'application n'auront pas été pris et qu'un certain nombre de réalisations n'auront pas vu le jour. Par exemple, comment réaliser véritablement l'égalité devant le service public des citoyens vis à vis de l'assainissement collectif et d'assainissement autonome. Il faut aussi que des moyens puissent être dégagés, ne serait-ce que pour faire l'étude de zonage. Enfin il est nécessaire de s'assurer au départ la participation volontaire de quelques usagers qui auront bien compris les enjeux de la mise en place d'un service public d'assainissement autonome.

2.2 Le choix dans le cadre d'une approche globale

Nous avons vu plus haut que la loi sur l'eau, par le biais de la reconnaissance de l'assainissement autonome, favorisait une approche globale des problèmes d'assainissement. En fait, cela s'inscrit dans une évolution profonde concernant la manière d'aborder les problèmes d'assainissement.

Celle-ci conduit à s'intéresser à l'ensemble des parties du cycle de l'eau qui se déroulent sur un bassin versant urbain depuis la production au niveau de l'habitat, que ce soit pour les E.P. ou les E.U., jusqu'aux rejets dans le milieu naturel. On cherche à travers cette analyse à optimiser la mise en place de systèmes d'assainissement pour atteindre un ou plusieurs des objectifs classiques de l'assainissement : salubrité publique, protection contre les inondations ou protection de l'environnement. L'étude des transferts de l'eau s'élargit à l'étude des transferts de polluants véhiculés par les eaux. Les exemples suivants sont une illustration de cette approche.

Le choix de l'assainissement autonome va nécessairement avoir des effets directs ou indirects sur les modes de transfert d'un certain nombre de polluants. Les dépôts qui se seraient formés dans les canalisations d'E.U. vont se retrouver en partie dans les boues de vidange des fosses septiques. En fonction de leur destination, l'impact sur le milieu naturel pourra être très différent pour l'un ou l'autre assainissement.

De la même façon, la conception de l'assainissement pluvial dépendra du choix qui sera fait pour l'assainissement des E.U. On sera probablement amené à favoriser les techniques alternatives dans le cas de l'assainissement autonome. Il faudra alors se poser la question de savoir dans quelle mesure l'impact des rejets du système d'assainissement, que ce soit au niveau de la station d'épuration, des collecteurs E.P. ou des déversoirs d'orage, a pu être modifié.

Une autre manière d'illustrer cette approche est d'analyser brièvement la politique des Agences de l'Eau depuis leur création. Elles ont commencé à s'intéresser uniquement à l'interface entre la ville et le milieu naturel ce qui les a amenées à favoriser la construction de stations d'épuration. Puis elles se sont rendues compte que le bon fonctionnement des stations dépendait de la quantité d'eaux usées que celles-ci recevaient. Elles ont donc financé la construction des collecteurs d'E.U. Enfin aujourd'hui, elles s'aperçoivent qu'une partie de la dégradation du milieu naturel provient des sources non ponctuelles de pollution, particulièrement des eaux de ruissellement et elles cherchent comment financer des équipements de traitement des E.P. En trente ans, les Agences sont donc passées d'une vision étroite bornée au milieu naturel, à une vision beaucoup plus large des transferts de l'eau et des polluants sur les bassins versants.

Le problème des E.P. conduit cependant à renverser complètement la démarche suivie jusqu'alors. Il semble en effet que la meilleure solution pour traiter les eaux de ruissellement, soit à rechercher dans des interventions à la source, du type techniques alternatives. Il ne s'agit plus de construire des équipements spécifiques d'assainissement, mais de modifier l'urbanisme pour répondre à des objectifs d'assainissement.

Ce mode de faire ne s'applique pas uniquement au problème des E.P. Des canadiens ont commencé une recherche pour minimiser l'impact des rejets des industries de traitement de surface en essayant d'optimiser l'implantation des Zones Industrielles dans lesquelles ces industries pourraient s'installer.

Si la conception de l'assainissement va se faire de plus en plus à travers une analyse d'ensemble de tous les transferts qui peuvent se faire sur un bassin versant urbain, il est nécessaire de prévoir des modes de contrôle qui permettent de s'assurer que ces transferts se font bien de la manière que l'on souhaite. Deux exemples très différents vont nous servir à illustrer ce propos.

Il peut y avoir contrôle technique. C'est le cas en réseau séparatif du contrôle des branchements. Il est clair que jusqu'à maintenant il a été la plupart du temps extrêmement léger. On a pu dire que dans les villes nouvelles, 40% de tous les branchements étaient incorrects. La solution est bien entendu que les communes mettent les moyens nécessaires pour qu'un contrôle sérieux puisse être effectué. Une enquête menée récemment par le LCPC montre qu'un certain nombre de villes sont conscientes du problème. Cependant, on est encore très loin d'une solution à l'échelle du pays.

Le contrôle est aussi institutionnel. Le fonctionnement d'un service public de l'assainissement autonome ne pourra pas être satisfaisant s'il n'y a pas une volonté politique forte au niveau de la commune. Plus généralement, les limites administratives ne coïncidant pas avec les limites de bassin versant, il est nécessaire de prévoir une coopération entre les différentes institutions politiques concernées. Les Agences de l'Eau en donnent une bonne illustration.

Il est clair cependant que cette coopération doit se réaliser à des échelles plus petites. C'est particulièrement le cas pour l'assainissement. On a vu que le choix entre assainissement autonome et assainissement collectif ne pouvait se concevoir aujourd'hui que dans le cadre d'une gestion globale de l'assainissement. A son tour cette gestion globale ne trouve sa justification que si elle est envisagée dans le cadre plus vaste d'une gestion intégrée du milieu naturel "eau". La procédure SAGE telle qu'elle est préconisée dans la loi sur l'eau, paraît être la plus appropriée pour cette démarche.

QUELLES STRATÉGIES POUR LIMITER LES TRANSFERTS DE POLLUTION DES REJETS URBAINS PAR TEMPS DE PLUIE ?

*Edith FLORET-MIGUET - Laboratoire Techniques Territoires et Sociétés
(Laboratoire commun à l'Université Paris XII et à l'ENPC - Unité associée au CNRS)
ENPC, Central II, La Courtine, 93167 Noisy-le-Grand*

Résumé

Des mesures préventives sont prises dans de nombreuses communes pour réduire la pollution pluviale urbaine et elles devraient permettre de limiter l'impact des rejets urbains par temps de pluie sur les milieux récepteurs. Malheureusement leur efficacité est réduite du fait de stratégies uniquement guidées par un principe d'évacuation des eaux de temps de pluie. Certes, on cherche à limiter les volumes entrant dans les réseaux d'assainissement en utilisant des mesures réglementaires et des techniques compensatoires mais il semble que le développement de telles actions soit encore insuffisant puisque les principaux dysfonctionnements des réseaux et des stations d'épuration des eaux usées restent liés aux pluies et orages.

Des changements auront-ils lieu ? Sans doute ; certains se plaignent en effet de l'absence de traitement des rejets urbains par temps de pluie et déjà d'autres stratégies sont en place, ou en passe de l'être. Si les avis des techniciens des DDE et des SATESE sont suivis, l'utilisation des techniques compensatoires sera développée, et l'on stockera et traitera les effluents de temps de pluie, par décantation de préférence, in situ ou en stations d'épuration des eaux usées. Les techniciens favorables à une centralisation des traitements en stations d'épuration (principalement des SATESE) sont soutenus par différents guides techniques, qui y voient l'option la plus économique. Mais cette approche s'appuie sur la prédominance des réseaux unitaires et néglige la part importante de pollution véhiculée par les réseaux d'eaux pluviales.

Introduction

L'architecture des systèmes d'assainissement urbain traditionnels a été conçue pour une évacuation rapide des eaux de ruissellement de la surface vers les égouts et les cours d'eau les plus proches dans un souci de protection contre les inondations. Le caractère dommageable pour le milieu récepteur de la pollution de ces eaux n'a pas été pris en compte. Depuis plusieurs années, cependant, les effets néfastes des rejets urbains de temps de pluie¹ (RUTP) apparaissent de plus en plus clairement, voire très spectaculairement lorsqu'après un orage, une hécatombe de poissons révèle la vulnérabilité de l'écosystème aquatique. Cet impact immédiat sur le milieu naturel est aussi un effet de choc pour les citoyens et les responsables de l'assainissement. La pollution pluviale quitte désormais peu à peu la confidentialité des débats des milieux scientifiques, d'autant que l'application de la directive européenne du 21 mai 1991 sur les eaux résiduaires urbaines (91/271/EEC) conduit à s'intéresser davantage aux situations de temps de pluie. Colloques et publications se sont ainsi multipliés depuis plusieurs années

¹ : i.e. surverses de réseaux unitaires, rejets des réseaux séparatifs et des stations d'épuration.

afin d'informer les acteurs de l'assainissement pluvial urbain sur la nature de cette pollution et les moyens d'en limiter les effets.

Il est en effet "presque sûr", selon l'expression de B. CHOCAT [1994 (1)], que, si la pollution des rejets urbains de temps de pluie, d'origine diffuse, est très variable dans le temps, aussi bien d'un événement à l'autre qu'au cours d'une même pluie, elle se caractérise cependant par une nature essentiellement minérale et une faible biodégradabilité², mais surtout par son association avec les particules transférées en temps de pluie, qui sont majoritairement fines (< 100 µm) et en général très décantables.

Les axes de recherche restants à explorer en matière de traitement des rejets urbains par temps de pluie sont néanmoins encore multiples et les mécanismes d'impact sur les milieux récepteurs, mal connus. Les spécialistes, qu'ils soient chercheurs ou praticiens, continuent notamment de s'interroger sur les lieux de traitement les mieux adaptés. Faut-il envoyer les effluents urbains de temps de pluie en station d'épuration, les traiter au fil de l'eau ou en amont des réseaux ? Les avis ne convergent pas toujours³ alors que s'offre au praticien un éventail étendu de méthodes pour maîtriser la pollution rejetée par temps de pluie.

Dans ce contexte d'incertitudes, nous avons voulu savoir quelle était l'attitude des "hommes de terrain" *a priori* non spécialistes de la dépollution pluviale. Sont-ils sensibilisés au problème ? Ont-ils développé des stratégies pour limiter les transferts de pollution des rejets urbains par temps de pluie ? Si oui, lesquelles ?

1 Les stratégies envisageables

Différents ouvrages se donnent pour objectif d'expliquer et de faire appliquer une nouvelle approche de l'assainissement pluvial urbain visant à limiter les transferts de pollution des rejets urbains de temps de pluie. Manuel de référence⁴ ou simple guide pratique⁵, ils proposent des stratégies de dépollution qui, dans un souci d'économie, reposent sur l'optimisation de l'utilisation des infrastructures existantes, réseaux et stations d'épuration. Ils conseillent ainsi d'accepter, par temps de pluie, une certaine surcharge des filières de traitement des eaux usées et de développer des traitements spécifiques au niveau des stations pour les eaux pluviales en excès, éventuellement en stockant au préalable les eaux à traiter. Des raisons très pragmatiques justifient une telle centralisation des traitements à la station d'épuration des eaux usées : "ce moyen offre l'avantage de réduire les risques de nuisances secondaires (odeurs, bruit, impact local) et les problèmes de maintenance de l'installation, par la présence sur le même site d'un ensemble d'ouvrages et du personnel d'entretien correspondant. Le traitement des boues sera également facilité" [O.T.V., p.129].

Dans les milieux scientifiques, cependant, un consensus semble se dessiner autour de la non-efficacité du couple "stockage + utilisation des stations d'épuration existantes" : il conduirait à des masses de pollution transférées au milieu naturel supérieures à celles rejetées si seules les

² : Éléments qui sont défavorables à un traitement en stations d'épuration classiques, notamment biologiques.

³ : cf. les débats du colloque *La pluie : source de vie, choc de pollution*, organisé par la Section Hydrologie Urbaine de la SHF les 17 et 18 mars 1993 à Paris [La Houille Blanche, n° spécial, sept. 1993].

⁴ : VALIRON F. & TABUCHI J-P., *Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie, état de l'art*, Actes de la Journée sur la "maîtrise des pollutions des rejets urbains par temps de pluie" le 25 mars 1992 à Paris, Agence de l'Eau Seine-Normandie, Col. Tec & Doc., Ed. Lavoisier, 1993.

⁵ : O.T.V., *Dépolluer les eaux pluviales : contribution à l'élaboration d'une stratégie*, Ed. Lavoisier, Col. Tec & Doc, Cachan, 1994.

eaux usées étaient traitées [CHOCAT, 1994 (2)]. De plus, A. BACHOC soutient que "la station d'épuration n'est pas la solution immédiate (...) en revanche, il faudra bien qu'on pense très sérieusement à des traitements au fil de l'eau" [SHF, 1993]. Quant à J.C. DEUTSCH, il affirme que "le meilleur traitement (...) est celui qui empêche l'eau de ruisseler. Il (s')agit alors de faire des mini-stockages à la parcelle, sur les toitures des terrasses ou dans des citernes" [DEUTSCH, 1994].

Une stratégie de lutte contre la pollution pluviale fait donc appel à des techniques de collecte et de traitement, mais elle peut être utilement complétée à l'amont. Il est ainsi possible de répartir judicieusement sur le réseau de collecte des ouvrages de stockage et, le cas échéant, de traitement des eaux excédentaires. Vouloir limiter les transferts de pollution des rejets urbains de temps de pluie passe également par des efforts de prévention à entreprendre avant concentration des eaux de ruissellement, au coeur même des aménagements urbains. Le principe des techniques alternatives est ainsi d'écrêter le débit de pointe généré par la pluie au moyen de dispositifs de stockage ou d'infiltration intégrés aux infrastructures urbaines (chaussées, fossés d'eaux pluviales, puits d'infiltration...) ou aux immeubles (bassins, toitures terrasses...). Leur mise en oeuvre a généralement pour objectif de compenser les effets négatifs sur l'environnement du ruissellement sur les surfaces imperméabilisées. Historiquement, elles ont surtout été utilisées en cas de défaut de capacité hydraulique des réseaux aval, afin de lutter contre les inondations urbaines. Mais elles peuvent aussi avoir un impact qualitatif : elles constituent un moyen préventif efficace de limitation en amont des débits de pointe et par conséquent des surverses des réseaux, et peuvent même être considérées comme un outil de protection des organismes vivants sensibles aux variations de débit dans les cours d'eau. De telles actions doivent cependant être envisagées le plus tôt possible, lors de la définition même des opérations d'urbanisme.

Le cadre mis en place par la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 autorise une telle limitation des débits et de leurs conséquences dommageables dès l'origine du ruissellement. Son article 35 permet en effet aux communes et à leurs groupements, de délimiter, après enquête publique :

- les zones où des mesures doivent être prises pour limiter l'imperméabilisation des sols et pour assurer la maîtrise du débit et de l'écoulement des eaux pluviales et de ruissellement ;

- les zones où il est nécessaire de prévoir des installations pour assurer la collecte, le stockage éventuel et, en tant que de besoin, le traitement des eaux pluviales et de ruissellement lorsque la pollution qu'elles apportent au milieu aquatique risque de nuire gravement à l'efficacité des dispositifs d'assainissement.

Les communes peuvent néanmoins estimer que la création de zones visant à maîtriser les eaux pluviales et leur ruissellement n'est pas nécessaire. De plus, les prescriptions imposées au titre de la police des eaux n'entraînent que des obligations de résultats et non de moyens. L'application de la loi sur l'eau de 1992, en particulier l'article 7 de l'arrêté du 22 décembre 1994 fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées, offre ainsi la possibilité d'utiliser des techniques alternatives pour une maîtrise en amont des eaux de ruissellement. Mais le choix de la mise en oeuvre d'un assainissement traditionnel ou de ces solutions compensatoires relève de la seule responsabilité de la commune.

2 Les professionnels interrogés

Nous avons donc choisi de réaliser une enquête par questionnaire auprès des services techniques communaux, afin de mieux connaître les mesures prises en milieu urbain pour faire face aux dommages générés par les pluies et évaluer la prise en compte de l'aspect qualitatif de l'assainissement pluvial urbain par les techniciens chargés de s'occuper du système d'assainissement collectif "réseau + station d'épuration des eaux usées". Nous nous sommes également intéressés aux positions de certains services extérieurs de l'État, souvent associés aux décisions locales, pour affiner notre analyse.

Ainsi, outre les services techniques municipaux de 350 communes de plus de 2 000 habitants choisies au hasard dans un code postal (tous les départements étant couverts), nous avons contacté les DDE qui sont généralement les maîtres d'oeuvre des travaux liés aux réseaux d'assainissement et aux stations d'épuration des communes en milieu urbain ainsi que les SATESE qui contrôlent le fonctionnement des installations communales de traitement des eaux usées et aident à leur gestion. Un questionnaire a été adressé aux directeurs de ces services, accompagné d'une lettre demandant qu'il soit rempli par la personne la plus à même d'y répondre. Cette enquête a rencontré un certain succès puisque, tous acteurs confondus, près de 38 % des personnes contactées ont retourné un questionnaire.

Tableau 1 : Retours des questionnaires

	Nombre d'organismes contactés	Nombre de retours (taux de réponse)
DDE	96	62 (64,6%)
SATESE	96	56 (58,3%)
Communes	350	87 (24,9%)
Total	542	205 (37,8%)

Le taux de réponse le plus faible est celui des communes, sans doute parce que nous n'avons pas procédé à une relance. Nous avons en effet obtenu des réponses couvrant une part relativement importante des très grandes villes (30 % des villes de plus de 50 000 habitants, cf. tableau 2) et de la population urbaine (notre échantillon compte plus de 7 millions d'habitants soit près de 23 % de la population urbaine recensée en 1990). Or nous n'avons pas la prétention d'effectuer un travail de statisticien sur l'ensemble des communes (nous n'en avons d'ailleurs pas les moyens). Cette enquête nous permet simplement d'éclairer la position des techniciens face à un enjeu (dépolluer ou non les rejets urbains de temps de pluie) et des études de cas, plus approfondies, sont en cours de réalisation pour compléter notre recherche.

Tableau 2 : répartition des retours des communes

Strate démographique	Nombre de communes (en métropole)	Nombre de retours (% / nb de communes)
2 000 à 9 999	3553	11 (0,5%)
10 000 à 19 999	445	22 (4,9%)
20 000 à 49 999	293	23 (7,8%)
50 000 à 99 999	67	18 (26,9%)
100 000 à 299 999	31	9 (29%)
+ de 300 000	5	4 (80%)

3 État des lieux

Les résultats de notre enquête montrent que dans la grande majorité des communes, on cherche à préserver autant que faire se peut le rendement épuratoire des stations d'épuration des eaux usées, en limitant les débits d'entrée *via* des actions en amont de l'unité de traitement ; mais le devenir des effluents qui ne passent pas par la filière d'épuration attire peu l'attention. Ainsi les stratégies mises en oeuvre en cas de fortes pluies se résument généralement à évacuer au plus vite les eaux de temps de pluie vers le milieu récepteur (40 communes) ; l'alternative la plus courante étant de stocker ces eaux pour ensuite les évacuer (38 communes).

Peu de mesures sont prises au niveau des stations d'épuration elles-mêmes pour limiter les transferts de pollution des rejets urbains par temps de pluie. 13 communes seulement sont desservies par une ou des stations d'épuration équipées de bassins d'orage, alors que, dans notre échantillon, près de la moitié des stations sont du type Boues Activées, filière qui est adaptée au traitement par temps de pluie des eaux résiduaires urbaines sous réserve d'être au moins précédée d'un bassin de stockage. Le mode de gestion des stations d'épuration le plus couramment cité (cela concerne 24 communes) se limite à rejeter les effluents de temps de pluie par les déversoirs d'orage. Une commune de 15 000 habitants est même desservie par une station d'épuration qui ne fonctionne pas lors de "gros orages" ! La faiblesse des actions entreprises au niveau des stations est d'ailleurs confirmée par les techniciens des SATESE. 37,5 % d'entre eux estiment que très peu est fait pour limiter la pollution des rejets des stations par temps de pluie. Plus généralement, lorsque l'un d'eux cite une mesure qui peut réduire les impacts sur la qualité du milieu récepteur, il tient à préciser qu'elle n'est pas appliquée uniformément sur le territoire qu'il gère mais que c'est un cas particulier. Ainsi l'installation de bassins d'orage semble être l'action la plus classique (citée par 50 % des techniciens des SATESE), suivie par le rejet direct au milieu naturel (21,4 %), avec parfois un pré-traitement (12,5 %). Il s'agit cependant davantage de limiter l'ampleur des problèmes que d'assurer un traitement réellement satisfaisant. En effet, si ces méthodes peuvent présenter l'intérêt de supprimer les fuites de boues dans les stations à boues activées, par exemple, cela s'effectue au prix d'une dégradation de la qualité de l'eau traitée [SHF, 1993].

En revanche, dans un nombre important de communes, on a cherché à jouer sur l'aspect quantitatif du ruissellement *via* des actions très en amont des stations. Ainsi, des mesures financières⁶ ou réglementaires, souvent liées au Plan d'Occupation des Sols, existent afin de limiter ou de compenser l'imperméabilisation des sols dans 37 communes. Et divers types de techniques alternatives (bassins de retenue surtout à ciel ouvert, puits d'infiltration, tranchées absorbantes, chaussées poreuses, zones inondables...) ont été utilisés dans 66 des 87

⁶ : comme la participation des promoteurs à la construction de bassins de retenue en dehors de leurs terrains.

communes de notre échantillon. Les raisons invoquées pour justifier leur mise en oeuvre se rapportent rarement à une volonté d'améliorer la qualité des rejets urbains de temps de pluie. Elles sont plutôt d'ordre économique (*ne pas re-dimensionner le système aval*) et hydraulique (*lutter contre les inondations*). Le développement de telles actions semble cependant insuffisant puisque les causes de dysfonctionnement des réseaux et des stations d'épuration restent principalement liées aux variations de débit engendrées par les pluies⁷.

La qualité des rejets des réseaux d'assainissement et stations d'épuration par temps de pluie semble néanmoins avoir été l'objet d'attentions. C'est ainsi que, selon certains techniciens municipaux, des mesures ont été prises pour réduire la pollution qu'ils véhiculent : il s'agit du curage des réseaux (appliqué dans 27 communes), du nettoyage des chaussées et des avaloirs (13 communes) ou d'un dégrillage (9 communes). Malheureusement leur efficacité semble limitée. Le curage des réseaux et le nettoyage des chaussées et avaloirs dépend étroitement des modalités de gestion de ces opérations, sur lesquelles nous n'avons obtenu aucun détail. En revanche, plusieurs techniciens précisent que si de telles actions sont bien effectuées dans leurs communes, cela ne constitue pas une forme de lutte contre la pollution, mais le moyen de "rendre salubres et fonctionnels" les ouvrages concernés⁸ !

En outre, la majeure partie de la charge polluante, même en réseau unitaire, arrive dans le réseau avec les eaux de ruissellement sur les surfaces du bassin versant [BERTRAND-KRAJEWSKI, 1992]. La part due à la remise en suspension des dépôts des collecteurs est estimée à moins de 30 % seulement en moyenne [CHEBBO, 1994]. Le curage des réseaux a donc une efficacité toute relative, d'autant qu'elle dépend étroitement des conditions d'entretien (périodicité des opérations notamment). La même conclusion s'applique au nettoyage des avaloirs, voire à celui des chaussées s'il est effectué par lavage ou balayage classique, sans aspiration : ces actions auront peu d'effets sur les particules en suspension de taille inférieure à 100 µm qui constituent la part principale de la masse des solides transférés dans les réseaux, solides sur lesquels la pollution est généralement fixée [SHF, 1993 ; VALIRON & al., 1993]. Seul le dégrillage agit au cours de l'événement pluvieux sur les volumes rejetés ; il n'opère cependant que sur les macro-déchets, source, il est vrai, de pollution visuelle ; mais est-ce la plus dangereuse ?

Dans quelques communes, pourtant, des mesures permettant une réelle limitation de la pollution des rejets urbains de temps de pluie sont en place, soit du fait de l'existence d'une sur-capacité en stations d'épuration (dans 3 communes), soit parce qu'avant tout déversement, les effluents transitent par des installations de décantation et/ou de déshuilage. Ce type d'actions ne semble pourtant pas constituer pour ceux qui les utilisent de véritables mesures de traitement : seuls 2 techniciens des 8 communes où il existe des dispositifs de déshuilage/décantation affirment traiter les rejets urbains de temps de pluie et un technicien d'une commune où l'on joue sur le surdimensionnement de la station d'épuration regrette même

⁷ : Certes, un grand nombre des problèmes des réseaux d'assainissement sont dus à un mauvais état général (manque d'étanchéité (cf. *eaux parasites*), *conception*, *vétusté*, *erreurs de raccordement*...). Mais les conséquences directes d'événements pluvieux (*crues des rivières*, *obstruction*, *débordements*, *mise en charge*) mettent à rude épreuve les réseaux de 26 communes de notre échantillon. Ce chiffre est sûrement sous-estimé puisqu'il ne prend pas en compte les aspects "pluviaux" sous-jacents au manque de *capacité* (cité par 11 techniciens) ou même contenus dans la notion d'*eaux parasites* (cité par 23 techniciens).

En ce qui concerne les stations d'épuration des eaux usées, le lien est encore plus évident. Les problèmes de surcharges liées aux pluies et aux orages sont en effet la première cause de dysfonctionnement des stations d'épuration citée par les techniciens des communes et ceux des SATESE (43 % des réponses obtenues).

⁸ : Cette remarque a également été faite pour le curage des réseaux ("les rendre fonctionnels") et l'emploi de réseau séparatif.

explicitement l'absence de traitement de ces rejets ! Au total, seulement 11 techniciens (sur 87) estiment traiter les rejets urbains de temps de pluie : il y a ainsi dépollution *in situ* (désuilage, voire désuilage et décantation) dans les 2 collectivités locales ci-dessus citées ; les traitements mis en oeuvre dans les 9 autres communes se situent au niveau des stations d'épuration qu'il s'agisse de traiter simplement le 1er flot ou de faire passer les effluents par la filière d'épuration des eaux usées⁹.

Un plus grand nombre de personnes, en revanche, déplore le manque de considération accordée aux aspects qualitatifs de la gestion des rejets urbains de temps de pluie : 16 techniciens municipaux¹⁰ se plaignent de l'absence de tout traitement de ces rejets urbains par temps de pluie et des conséquences sur le milieu récepteur des stratégies consistant à évacuer, même après stockage¹¹. Quatre d'entre eux précisent d'ailleurs que des études sont en cours pour mettre en place des unités de traitement. Dans 10 autres communes, des études de ce type sont également lancées. Les raisons de cet éventuel changement de stratégie nous sont inconnues, mais la mise en application de la directive européenne sur le traitement des eaux résiduaires urbaines, *via* notamment le décret n°94-469 du 3 juin 1994¹², y est sans doute pour beaucoup. De nouvelles stratégies vont donc être mises en oeuvre.

4 Les stratégies proposées par les techniciens des DDE et des SATESE

En réponse à la question : "Quelle stratégie conseilleriez-vous aux collectivités locales en cas de fortes pluies ?", 78 % de l'ensemble des techniciens des DDE et des SATESE se montrent favorables à l'option "stockage et traitement" des effluents urbains de temps de pluie. Parmi ceux qui conseillent de "stocker et traiter"¹³, 35 techniciens choisissent des traitements *in situ*, 10 combinent des traitements *in situ* et en stations d'épuration contre 31 qui ne citent que des traitements en stations d'épuration des eaux usées (STEP).

⁹ : C'est la solution choisie dans 7 communes (pour 2, *via* des filières biologiques dont 1 BA moyenne charge, et pour 2 autres en laissant décanter ce qui n'est pas épuré).

¹⁰ : Y compris celui cité plus haut.

¹¹ : D'après les réponses obtenues, évacuer et/ou stocker permet d'assurer la sécurité des habitants en minimisant les inondations et en écartant les risques de mise en charge des réseaux d'assainissement, tout en restant relativement simple à gérer et même économique par rapport à l'installation d'unités de traitement. Ces avantages doivent cependant être considérés avec prudence car ils entrent souvent en opposition avec certains inconvénients cités par les techniciens d'autres communes (*inondations, mise en charge des réseaux, investissements lourds*). S'il est difficile de discerner les avantages des inconvénients de l'évacuation des eaux de temps de pluie, en revanche les réponses concernant les aspects qualitatifs de la gestion des RUTP peuvent être classées sans doute aucun parmi les inconvénients de cette stratégie.

¹² : Certaines des réponses à notre questionnaire nous sont parvenues avant cette date, d'autres bien après.

¹³ : Nous nous sommes étonnés, lors du dépouillement des réponses "stocker et traiter", de ne voir apparaître aucune mention de traitement au niveau des déversoirs d'orage ou des exutoires des réseaux. La question ne contenait, il est vrai que les termes "in situ" et "en station d'épuration", mais elle restait ouverte...

Tableau 3 : Les stratégies préconisées par les techniciens des DDE et des SATESE

Quelle stratégie conseilleriez-vous en cas de fortes pluies ?	DDE		SATESE		DDE & SATESE	
	Nb de réponses	% / 62	Nb de réponses	% / 56	Nb de réponses	% / 118
Pas de réponse	4	6,5%	5	8,9%	9	7,6%
Évacuer	3	4,8%	4	7,1%	7	5,9%
Évacuer mais traiter le 1er flot	2	3,2%	1	1,8%	3	2,5%
Stocker avant d'évacuer	6	9,7%			6	5,1%
Stocker le flot le plus pollué	1	1,6%			1	0,8%
Stocker et traiter *	7	11,3%	9	16,1%	16	13,6%
" en STEP	10	16,1%	21	37,5%	31	26,3%
" <i>in situ</i> et en STEP	6	9,7%	4	7,1%	10	8,4%
" <i>in situ</i>	23	37,1%	12	21,4%	35	29,7%
Total (Pas de Réponse exclu)	58	/	51	/	109	/

Ainsi, 45 techniciens des DDE et des SATESE (soit 38 %) envisagent une dépollution *in situ*, principalement *via* un traitement par décantation. L'installation de techniques alternatives est certes prônée par plus de 87 % d'entre eux. Mais réduire le ruissellement en amont des réseaux et limiter les volumes collectés est la première justification donnée à leur utilisation. Seuls 22 % des techniciens des DDE et des SATESE justifient leur emploi par la limitation des rejets polluants au milieu naturel. Un technicien précise même que les techniques alternative ne doivent pas être utilisées pour traiter les eaux pluviales.

Il apparaît également qu'amener jusqu'en stations d'épuration les effluents urbains de temps de pluie est envisageable pour près de 27 % des techniciens des DDE et 45 % de ceux des SATESE. Il ne s'agit cependant pas de traiter l'ensemble de ces effluents : l'idée — proche d'une provocation reconnaissons-le — d'envoyer toutes les eaux de temps de pluie entrant dans les réseaux en stations d'épuration soulève un tollé de la part des techniciens des DDE et des SATESE. Et les rares acceptations de cette idée sont toujours accompagnées de conditions (*si des bassins tampon sont installés, si des travaux d'adaptation des réseaux et stations sont réalisés...*) ou de remarques négatives (*ce serait envisageable mais trop cher...*). Techniciens des SATESE et des DDE s'accordent sur la raison principale de ce refus, à savoir le manque de capacité hydraulique du parc de stations d'épuration. Sa composition en filières de traitement est également présentée comme une limite, particulièrement par les techniciens des SATESE, qui connaissent sans doute mieux la structuration du parc dont ils ont la charge et sont peut-être plus au fait de l'adaptabilité des diverses techniques d'épuration des eaux usées au traitement par temps de pluie. Rappelons-le, le parc de stations d'épuration de plus de 1 000 eq. hab. est constitué à plus de 80 % par des Boues Activées [BERLAND, 1994], technique des plus sensibles aux surcharges de débit mais aussi de charge par temps de pluie [SHF, 1993], à moins d'être dimensionnée de manière à continuer à nitrifier même par temps de pluie [GAUVENT & al., 1994].

La suggestion faite par près de 36 % de l'ensemble des techniciens des DDE et des SATESE de transférer jusqu'en stations d'épuration une partie au moins des effluents urbains de temps de pluie s'accompagne donc de conditions sur les volumes à traiter. Pour plus de 18 % des

* : 8 techniciens se contentent de préciser qu'il faut traiter le flot le plus pollué, assimilé pour 4 techniciens des SATESE et 1 des DDE au "1er flot".

techniciens DDE et SATESE, il s'agit en effet de ne traiter que le "1er flot" ou les "seules eaux de ruissellement polluées". D'autres limitent le mode de fonctionnement des stations au seul débit nominal, ou, simplement, associent des traitements *in situ* à une décantation en station, voire au passage par la filière d'épuration.

Pourquoi choisir un lieu de traitement plutôt qu'un autre pour les rejets urbains de temps de pluie ? Les justifications données tant par les techniciens des SATESE que des DDE sont peu nombreuses et rarement spécifiques à un lieu de traitement particulier. La principale raison associée à un traitement en station semble être l'adoption de la thèse du "premier flot le plus pollué"¹⁴ ; pour le choix de traitements *in situ*, c'est la décantabilité de la pollution pluviale qui est mise en avant¹⁵. Il est également cohérent de conseiller un traitement en station d'épuration des eaux usées en précisant qu'il est possible de profiter des heures creuses (la nuit par exemple), ou de préconiser un traitement *in situ* afin de limiter l'entrée en réseau, de recharger les nappes phréatiques, ou simplement parce qu'il est impossible de gérer les volumes et débits générés sous un climat méditerranéen. Mais les autres raisons invoquées (*les eaux pluviales sont polluées, compromis environnement/coût, traiter dans de grandes agglomérations...*) peuvent, elles, être appliquées alternativement à l'un ou l'autre des lieux de traitement cités, ce qui est d'ailleurs généralement le cas.

Déterminer une raison forte au choix d'un lieu de traitement est donc difficile. On peut cependant remarquer que les techniciens choisissent généralement des lieux de traitement qui correspondent à leurs espaces de compétences (respectivement l'espace urbain et les stations d'épuration). Ainsi, les techniciens des DDE sont plus souvent favorables aux traitements *in situ* que les techniciens des SATESE (47 % contre 29 %) alors que l'inverse se produit pour les stations d'épuration (26 % des DDE contre 45 % des SATESE). Une conception différente de ce qu'est la pollution pluviale peut ici être invoquée : un traitement *in situ* concerne plus particulièrement les eaux de ruissellement. Or la proportion des techniciens des SATESE qui considèrent que ces eaux sont propres ou qui donnent la priorité au traitement des effluents des réseaux unitaires est supérieure à celle des DDE (12,5 % contre 8,1 %). Les techniciens des SATESE sont également beaucoup plus nombreux à limiter la pollution pluviale à l'existence d'un 1er flot (41,1 % contre 22,5 %).

¹⁴ : 50 % des 16 réponses obtenues, 15 des 31 techniciens préférant les stations ne se sont pas prononcés.

¹⁵ : 35 % des 20 réponses obtenues, 15 des 35 techniciens concernés ne se prononçant pas.

Conclusion : la pollution pluviale vue par les techniciens

L'analyse des réponses à notre enquête montre que la majorité des techniciens, qu'ils appartiennent à un service technique communal, à une DDE ou un SATESE, est sensibilisée aux problèmes posés par la pollution des rejets urbains de temps de pluie : près de 55 % d'entre eux les considèrent comme pollués à fortement pollués. Mais le reste de notre échantillon est encore attaché à des représentations très réductrices de la pollution pluviale.

Tableau 4 : Conception de la pollution pluviale

Les eaux pluviales (EP) sont-elles polluées ?	DDE		SATESE		Communes		Tous	
	Nb de réponses	% / 62	Nb de réponses	% / 56	Nb de réponses	% / 87	Nb de réponses	% / 205
Ne se prononce pas	2	3,2%	1	1,8%	3	3,4%	6	2,9%
Traiter les eaux usées en priorité / EP propres	5	8,1%	7	12,5%	22	25,3%	34	16,6%
1er flot pollué	14	22,5%	23	41,1%	16	18,4%	53	25,8%
EP polluées à très polluées	41	66,1%	25	44,6%	46	52,9%	112	54,6%
Total	62	/	56	/	87	/	205	/

Beaucoup (26 %), notamment dans les SATESE, pense que la pollution véhiculée est limitée au "1er flot" alors que la réalité de ce phénomène est, depuis longtemps, l'objet de controverses. La signification même du "1er flot" est floue. Certes une définition est utilisée dans le guide établi en 1988 par le FNDAE sur les bassins d'orage. Mais l'objectif avoué était alors de construire des ouvrages de petite taille, pour des raisons financières ; la protection du milieu naturel restait secondaire. Fonder une stratégie de dépollution sur une telle base est donc très aléatoire [BERTRAND-KRAJEWSKI & al., 1995].

D'autres techniciens (17 %), particulièrement dans les communes, se focalisent sur la pollution par temps de pluie des seuls rejets de réseaux unitaires et considèrent que les eaux de ruissellement sont propres. Certes, les mortalités piscicoles sont principalement liées à un déficit en oxygène consécutif à des surverses de déversoirs d'orage. Mais les déversements des réseaux d'eaux pluviales contiennent également des polluants en quantité importante, comme des macro-déchets, source de pollution visuelle, ou, plus grave, des micropolluants organiques (hydrocarbures) ou minéraux (métaux lourds) qui persistent dans le milieu naturel. Ne pas tenir compte de l'ensemble des rejets urbains de temps de pluie limite donc *a priori* toute réflexion visant à maîtriser la pollution rejetée par temps de pluie.

Or priorité est donnée, actuellement, au traitement des problèmes des réseaux unitaires. Sous couvert de la directive européenne du 21 mai 1991, ou d'une moindre importance des réseaux séparatifs en France (pourtant remise en cause [BERLAND. 1994]), les guides techniques destinés aux "hommes de terrain" ne prêtent pas vraiment attention à la pollution des eaux drainées par les conduites d'eaux pluviales. Si "l'État de l'art sur la maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie" [VALIRON & al., 1993] laisse une (petite) place aux méthodes de traitement des eaux séparatives, l'ouvrage publié par O.T.V. (1994) reste lui pratiquement muet sur le sujet, alors qu'il se présente comme une "contribution à l'élaboration d'une stratégie pour la dépollution des eaux pluviales" destinée aux élus, maîtres d'ouvrages, maîtres d'oeuvre et conseillers techniques.

Ainsi, l'espoir de voir naître des stratégies de dépollution considérant l'ensemble du système d'assainissement, et pas seulement la partie eaux usées de ce système, et ses effets sur les milieux récepteurs semble compromis. Traiter les eaux de ruissellement n'est pas encore vraiment entré dans les moeurs, et il apparaît que leur pollution est parfois méconnue des non spécialistes. Or bien peu est fait pour réellement les faire changer d'avis. Conseiller de centraliser les traitements à l'aval des réseaux, en stations d'épuration, est présenté comme une solution efficace et économique à l'application de la réglementation européenne, mais n'est-ce pas là également le moyen de préserver des rapports institutionnels bien établis entre les différents acteurs ? Il semble en effet que traiter les eaux pluviales en stations d'épuration des eaux usées respecterait la compartimentation actuelle des services assainissement et épuration et engendreraient des recettes supplémentaires pour les constructeurs de stations.

Références

- BERLAND J.M., *Normes : quelle influence sur les choix techniques dans les domaines de l'assainissement et de l'épuration ? Comparaison France / Allemagne*, Thèse de doctorat en Sciences et Techniques de l'environnement, ENPC, Paris, 1994.
- BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L., *Modélisation conceptuelle du transport solide en réseau d'assainissement unitaire*, Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur, Strasbourg, 1992.
- BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L. & CHEBBO G., *La notion de premier flot des rejets urbains par temps de pluie*, rapport CIRSEE & CERGRENE pour l'A.G.H.T.M., Paris, 29 p., février 1995.
- CHEBBO G., *Gestion des solides en réseaux d'assainissement*, note manuscrite établie pour l'A.G.H.T.M., novembre 1994.
- CHOCAT B. (1), *Comment maîtriser la pollution due aux rejets urbains de temps de pluie ?*, Extraits des actes du colloque *La pluie "source de vie, choc de pollution"*, Bulletin spécial de la Section Hydrologie Urbaine, SHF, octobre 1994, pp.5-9.
- CHOCAT B. (2), *Efficacité des solutions associant stockage et épuration pour diminuer les masses rejetées par temps de pluie par les réseaux d'assainissement urbain*, note établie pour l'A.G.H.T.M., Mars 1994.
- DEUTSCH J.C., Interview paru dans *L'environnement Magazine*, n° 1526, avril 1994, pp.31 - 33.
- GAUVENT J. & DEVILLARD J., *Réponse des stations d'épuration aux pointes de temps de pluie*, in TSM n°7-8, juillet-août 1994, pp.417-421.
- O.T.V., *Dépolluer les eaux pluviales : contribution à l'élaboration d'une stratégie*, Ed. Lavoisier, Col. Tec & Doc, Cachan, 1994.
- SHF (Société Hydrotechnique de France), Actes du colloque *La pluie : source de vie, choc de pollution*, organisé par la Section Hydrologie Urbaine de la SHF les 17 et 18 mars 1993 à Paris, in *La Houille Blanche*, n° spécial, sept. 1993.
- VALIRON F., TABUCHI J-P., *Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie, état de l'art*, Actes de la Journée du 25 mars 1992 à Paris, Agence de l'Eau Seine-Normandie, Col. Tec & Doc., Ed. Lavoisier, 1993.

MARNE POLLUTION ZÉRO, UNE NOUVELLE GÉNÉRATION DE PROGRAMMES D'ACTION

Dominique LEGUY / ADAGE Environnement

4 villa des lierres 94170 LE PERREUX

Tél : (1) 43.24.58.80 Fax : (1) 43.24.54.94

Résumé

Au début des années 1980, des outils de programmation technique et financière ont été mis en place par l'ensemble des partenaires publics de la région d'Ile de France, en vue d'améliorer la qualité des eaux superficielles. Il s'agissait notamment pour la Seine, du programme Seine-Propre.

Depuis quelques années, l'insuffisance de ces premiers outils est reconnue. Face à l'augmentation des pollutions produites et à l'accroissement des exigences de qualité, il convenait de changer de rythme, et d'échelle.

Les acteurs régionaux, Conseil Régional et Agence de l'Eau en tête, ont ainsi modifié leur stratégie et décidé d'affiner l'objectif unique de dépollution initial centré sur la Seine dans Paris et à son aval immédiat, en exprimant plusieurs objectifs complémentaires s'appliquant aux exutoires des bassins directement affluents de la Seine, comme la Marne, l'Yerre, l'Orge, la Mauldre...

Cette déconcentration des objectifs permet de mieux finaliser les actions à entreprendre au sein d'un même sous-bassin, sous réserve de l'établissement d'un véritable schéma global préalable. Dans ce cadre, la sensibilisation de la population et la motivation des principaux acteurs notamment publics, s'est avérée essentielle.

Cette approche par sous-bassin permet également de lier plus facilement les opérations de collecte et de traitement des eaux usées, avec le ou les objectifs, de restauration du cours d'eau récepteur : eau potable, pêche, baignade, sports nautiques...

Dans le cas de la Marne à l'amont de Paris, l'opération engagée en 1990 a pris le nom de « Marne Pollution Zéro », son but est de restaurer définitivement la qualité de l'eau et la Marne entre Meaux, Coulommiers et Paris, aussi bien en période de temps sec, qu'en temps de pluie. Son objectif symbole est la baignade dans les boucles de la Marne à échéance d'une dizaine d'années.

1 Programme « Rivières Propres » : pour une meilleure prise en compte des bassins versants

Dès 1983, le Conseil Régional développe une politique d'amélioration de la qualité des eaux de la Seine et de ses affluents, en lançant l'opération « Seine Propre », précurseur du programme « Rivières Propres », en partenariat avec l'Agence de l'eau de Seine Normandie.

Depuis 1990, la politique régionale prend en compte les besoins de l'ensemble des « bassins versants ». Elle s'appuie sur les principes suivants :

- multiplier les objectifs de dépollution au niveau de chacun des affluents de la Seine ;
- traiter les eaux usées et les eaux pluviales le plus près possible des sources de pollution ;
- construire des équipements de dépollution avec l'objectif « Zéro panne-Zéro nuisance », répondant aux normes des directives européennes ;
- éliminer les déchets issus de la dépollution des eaux ;
- suivre en permanence la qualité des eaux du milieu naturel ;
- coordonner les financements multiples en provenance des départements, de la Région et de l'Agence de l'eau.

Ces principes s'appuient sur une organisation décentralisée par « bassin versant ». Cette dernière a pour objet de réunir les collectivités et les différents organismes qui interviennent dans le domaine de l'eau. Elle donne lieu à la signature de contrats entre le Conseil régional, l'Agence de l'eau, les départements et les syndicats de communes.

Le 8 février 1993, la Région Ile-de-France a signé, avec l'Agence de l'eau Seine Normandie, un contrat pluriannuel d'objectifs.

C'est dans le cadre de ce schéma global « Rivières Propres d'Ile-de-France » que six contrats particuliers ont été signés : Essonne Aval , Yerre Aval, Orge et Yvette propres, Mauldre et Trois Rivières (secteur de Rambouillet). Une dizaine d'autres sont en cours d'instruction.

« Marne Pollution Zéro » constitue l'opération pilote de cette nouvelle politique régionale, intitulée « Rivières Propres d'Ile-de-France ».

2 « Marne Pollution Zéro », opération pilote

Sept milliards de francs en dix ans seront investis pour rétablir dans tout le bassin francilien de la Marne, un milieu naturel propice à la vie piscicole, à l'alimentation en eau potable et aux activités sportives et de loisirs.

2.1 Une vaste zone d'étude

Le bassin de la Marne en Ile-de-France, sur lequel a été lancée l'opération « Marne Pollution Zéro », constitue une vaste zone d'étude de 900 km².

Quatre-vingt dix kilomètres de cours de Marne traversent cette zone, de Meaux jusqu'à la Seine, à Charenton-le-Pont. A cela, s'ajoutent 150 km d'affluents de la Marne, notamment le Grand Morin à partir de Coulommiers, la Beuvronne, le Morbras ou encore le Rû de Chantereine...

Du point de vue des limites administratives, l'aire d'étude touche tout ou partie de 129 communes réparties dans trois départements (Seine-et-Marne, Seine-Saint-Denis et Val-de-Marne). Elle représente près de 1 300 000 habitants, soit 12 % de la population francilienne, mais en concerne en fait beaucoup plus, puisque, en Ile-de-France, la Marne est la deuxième ressource, après la Seine, en eau de surface : 1 270 000 m³ d'eau potable sont produits chaque jour à partir de l'eau de la Marne.

2.2 Un découpage en unités homogènes

Cette vaste étendue a été découpée en entités de collecte d'eaux usées et d'eaux pluviales. Un ensemble de secteurs identifiés, pour lesquels la structure des systèmes d'assainissement dégage une homogénéité et une interdépendance, constitue une « zone d'action ».

Cette répartition en sous-ensembles homogènes autorise une approche globale des problématiques qui prend en compte l'amont et l'aval, les réseaux de collecte des stations d'épuration, l'impact sur le milieu naturel des rejets des stations et des rejets dus aux surverses des réseaux de collecte ou des rejets d'eaux pluviales, le quantitatif et le qualitatif...

Une telle démarche a permis de définir six zones d'action regroupant 31 secteurs d'apport.

2.3 Un constat de la dégradation de la qualité des eaux d'amont en aval

La qualité des eaux de la Marne, même si elle reste bonne jusqu'à Saint-Thibault-des-Vignes, se dégrade progressivement vers l'aval. Durant ces dix dernières années, on a pu observer une dégradation régulière de la plupart des indicateurs de qualité des eaux, tant physico-chimiques que bactériologiques.

Quatre secteurs géographiques particulièrement sensibles ont été identifiés comme prioritaires ; ils correspondent à Meaux et aux bassins versants de la Beuvronne, du Rû de Chateleine et du Rû du Morbras.

2.3 Des objectifs pour une qualité globale

La politique de restauration et de sauvegarde définie dans l'opération « Marne Pollution Zéro » exige une qualité des eaux de la Marne propice à la vie piscicole, à l'alimentation en eau potable et à la réalimentation des nappes. Un tel objectif implique d'éliminer tout risque d'apport toxique dans la rivière. Ce niveau de qualité doit être tenu en tout mois de l'année, quels que soient le régime de la rivière et la pollution produite sur le bassin, en temps sec comme lors de pluies de fréquence annuelle.

Cette approche nécessite d'intégrer toutes les sources de pollution et de déterminer des objectifs permettant de définir des stratégies répondant à deux contextes : le temps de pluie et le temps sec. Pour faire face aux aléas de temps de pluie, il faut réduire le volume des eaux pluviales mêlées aux eaux usées. Il faut également réduire l'impact nocif des rejets urbains dans le milieu naturel, grâce à la maîtrise le plus en amont possible des réseaux de collecte. Cette maîtrise passe par la réalisation d'ouvrages de stockage et de traitement appropriés.

Par temps sec, il faut :

- supprimer les rejets directs vers la rivière et vers ses affluents,
- réduire la quantité des eaux claires drainées par les collecteurs d'eaux usées,
- améliorer le niveau de traitement des stations d'épuration,
- accroître la sécurité de fonctionnement des systèmes, tant publics que privés, de collecte et de traitement des eaux d'origine domestique, industrielle.

Ces objectifs généraux nécessitent de renforcer la lutte contre les pollutions accidentelles, notamment par la prévention (études de sécurité et sensibilisation des usagers), l'alerte (stations de mesures et d'alerte), et la mise en place de dispositifs techniques de secours (ex: bassins-tampons placés sur les réseaux de collecte ainsi qu'à l'amont des stations d'épuration).

Enfin, le risque « zéro » n'existant pas, pour s'assurer en permanence de la qualité des rejets, des connexions d'ouvrages de collecte et de traitement sont envisagées. L'optimisation de ce plan de maillage exige notamment que la capacité de traitement de chaque site soit accrue de 20 % à 30 %. En cas d'interruption d'une filière de traitement, les effluents seraient dirigés, par une gestion automatisée en temps réel, vers les moyens d'épuration disponibles.

L'ensemble de ces objectifs et axes directeurs pour l'action régionale au niveau du bassin de la Marne constitue le Schéma Directeur d'Assainissement « Marne Pollution Zéro ». Sa mise en œuvre concrète nécessitera sa déclinaison en schéma locaux par « zones d'actions » en cours d'élaboration.

Les opérations conformes aux principes collectifs ainsi définis et engagées par des maîtres d'ouvrages ayant souscrit à la Charte « Marne Pollution Zéro » peuvent bénéficier d'une labellisation mise en place par la région et l'Agence de l'Eau, le « label bleu ». Cette disposition est destinée à promouvoir les objectifs de dépollution de « Marne Pollution Zéro », et à accroître la sensibilisation du public.

3 Conclusion et perspectives

Au-delà de la clarification et du progrès technique et organisationnel, l'apport essentiel de l'opération « Marne Pollution Zéro » est la démonstration (et son acceptation unanime) que les acteurs locaux doivent s'associer et coordonner leurs actions pour protéger le milieu naturel, et permettre le développement durable des usages de l'eau. La volonté sans faille de chacun d'entre eux est requise pour cette grande ambition qui s'appuie par ailleurs sur une importante mobilisation des usagers et habitants attachés à leur rivière.

Ces trois dernières années, depuis la promulgation de la loi sur l'eau du 3 Janvier 1992, les acteurs régionaux ont décidé de conforter réglementairement et d'étendre l'opération « Marne Pollution Zéro » dans le cadre d'un Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE). A mi-1995, le périmètre de ce futur SAGE devrait être défini et la Commission Locale de l'Eau chargée de l'élaborer devrait être mise en place.

**UTILISATION DE LA MODÉLISATION
COMME OUTIL DE GESTION
À L'ÉCHELLE
D'UN GRAND BASSIN VERSANT**

TRANSFERT ET METABOLISME DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE DANS L'HYDROSYSTEME SEINE.

Gilles BILLEN, FNRS, Université Libre de Bruxelles.

Josette GARNIER, CNRS, URA1367, UPMC Paris VI

Résumé

L'extrême ouverture des cycles de matière qui caractérise le fonctionnement de la société industrielle a conduit à une profonde perturbation du fonctionnement des écosystèmes aquatiques qui se succèdent dans les réseaux hydrographiques, les estuaires et les mers côtières.

Dans le cas de l'hydrosystème Seine (considéré ici de manière très large, comme comprenant l'ensemble du chevelu hydrographique, les zones fluviales et estuarienne et la zone côtière de la Manche qui en dépend), ces perturbations peuvent être étudiées de manière très détaillée à l'aide des modèles développés notamment dans le cadre du programme PIREN-Seine. Ces modèles permettent d'abord un diagnostic des dysfonctionnements observés actuellement dans les différents secteurs de l'hydrosystème - contamination nitrique, eutrophisation, hétérotrophie et anoxie-, en relation avec l'origine urbaine ou diffuse des nutriments.

Ils permettent ensuite de tester l'effet de différentes politiques possibles de réhabilitation de la qualité de l'eau: amélioration du traitement classique des eaux usées, traitement tertiaire du phosphore et de l'azote, aménagements hydrauliques et paysagers. On montre ainsi que si un traitement d'oxydation plus poussé de la matière organique et de l'ammoniaque des rejets urbains est encore nécessaire, cette seule mesure ne permettra pas de réduire les proliférations algales qui causent de graves problèmes de qualité de l'eau. A cet égard, seule serait efficace une politique volontariste, menée en priorité à l'amont du bassin, de déphosphatation des effluents urbains combinée à la substitution des polyphosphates des produits lessiviels. Les nitrates étant principalement d'origine agricole et diffuse, c'est une politique de réduction des apports et de valorisation de l'effet de rétention des zones humides qui s'impose pour endiguer l'accroissement des teneurs en nitrates observé dans les eaux de surface.

1. Introduction

Une mobilité très accrue de l'azote et du phosphore caractérise le fonctionnement des écosystèmes terrestres qui supportent le système agro-alimentaire de nos sociétés industrielles modernes, par rapport aux écosystèmes naturels ou même à l'écosystème rural traditionnel. Si la fermeture locale des cycles de nutriments constituait une condition essentielle à la pérennité du fonctionnement des systèmes antérieurs, l'ouverture des cycles de l'azote et du phosphore est maintenant devenue une caractéristique tout à fait générale du fonctionnement des systèmes terrestres. La production végétale est entièrement dépendante de l'apport extérieur d'engrais produits industriellement; le

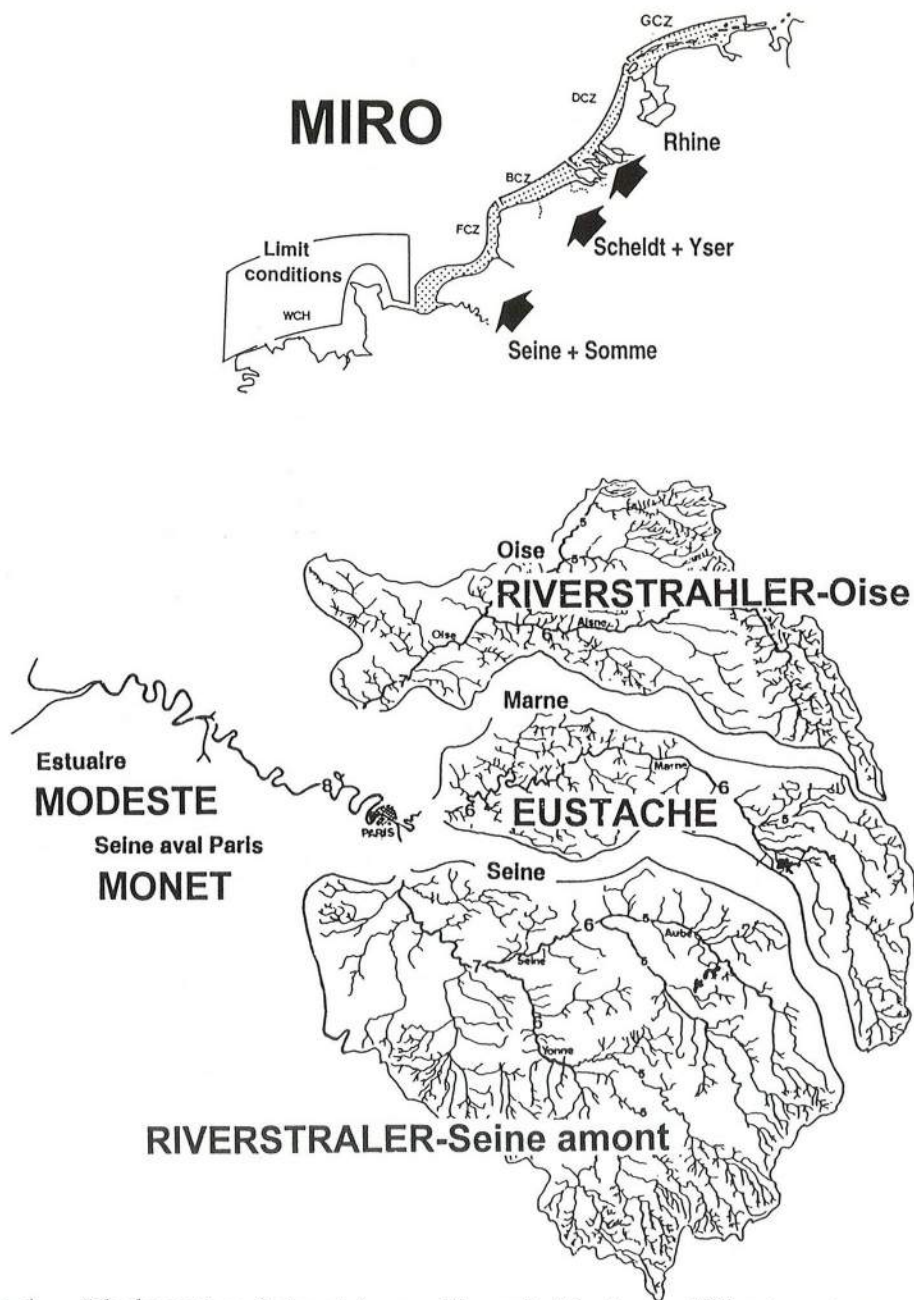


Figure 1. L'hydrosystème Seine et les modèles emboîtés de ses différents secteurs, qui constituent SENEQUE (La Seine en équation). L'ensemble comprend les modèles RIVERSTRAHLER décrivant de manière idéalisée les chevelus des bassins amont de la Seine et de l'Oise (Billen, Garnier et al., 1994; Garnier, Billen et Coste, 1995), le modèle EUSTACHE du bassin de la Marne (Billen, Garnier et Hanset, 1994), le modèle MONET de la Seine depuis la confluence de la Marne jusqu'à Poses (Billen, Even et al., 1995), le modèle MODESTE de l'estuaire, encore en cours d'élaboration dans le cadre du programme Seine-Aval, et le modèle MIRO des zones côtières continentales de la Manche et de la Mer du Nord (Lancelot, Billen & Rousseau, 1994).

lessivage des sols agricoles en est considérablement accru; la consommation des produits agricoles, urbaine ou liée à l'élevage industriel, se fait loin du site de production et ses résidus sont systématiquement évacués dans les eaux de surface plutôt que d'être recyclés sur les terres agricoles. Cette ouverture des cycles de matière des écosystèmes terrestres des bassins versants affecte évidemment de manière très profonde le fonctionnement des hydrosystèmes qui en dépendent.

Ce sont ces perturbations que nous nous proposons d'analyser dans le cas de l'hydrosystème Seine, considéré ici de manière très large, comme comprenant l'ensemble du chevelu hydrographique, les zones fluviales et estuarienne et la zone côtière de la Manche et de la Mer du Nord qui, à cause de la circulation résiduelle très particulière des masses d'eau dans cette région, constitue une sorte de "fleuve côtier" longeant les côtes françaises, belges et hollandaises sans se disperser dans les masses d'eau plus salées du large (Fig.1). L'analyse que nous présentons s'appuie sur les résultats d'un ensemble de modèles mathématiques d'écosystèmes (SENEQUE: la Seine en équations) élaborés ou en cours d'élaboration dans le cadre des programmes PIREN-Seine, SEINE-Aval et CEE-Phaeocystis.

Chacun des modèles de cet ensemble permet, pour le secteur qu'il représente, d'établir le lien entre la cinétique des processus microscopiques qui déterminent le fonctionnement de l'écosystème et les manifestations macroscopiques de ces processus à l'échelle du terrain, compte tenu des contraintes auxquelles ils sont soumis (Fig. 2). Le modèle des processus (RIVE, Fig. 3) est commun à tous les secteurs. L'hypothèse de base qui sous-tend l'ensemble SENEQUE est en effet celui de l'unité fonctionnelle des différents milieux qui se succèdent d'amont en aval du continuum aquatique, impliquant que, en dépit de la variabilité taxinomique des peuplements biologiques de ces milieux, les processus de base qui en déterminent le fonctionnement biogéochimique sont fondamentalement les mêmes. La diversité et la spécificité du fonctionnement de chaque secteur provient donc, non de l'existence de processus différents mais bien de différences dans les contraintes (morphologiques, hydrologiques et liées aux apports de matière organique et de nutriments) qui s'exercent sur eux.

Les modèles de l'ensemble SENEQUE ont été décrits en détail par ailleurs (voir légende Fig. 1), et nous n'y reviendrons pas ici. Si plusieurs d'entre eux sont encore en cours de perfectionnement, ils peuvent pourtant dès à présent servir de guide pour décrire et expliquer le fonctionnement actuel de l'hydrosystème dans ses différents secteurs, ce qui constituera la première partie du présent article. Ils permettent aussi d'évaluer l'effet à attendre sur le fonctionnement futur et la qualité de l'hydrosystème de diverses mesures d'aménagement ou de gestion des eaux usées dans le bassin, ce qui fera l'objet de la seconde partie.

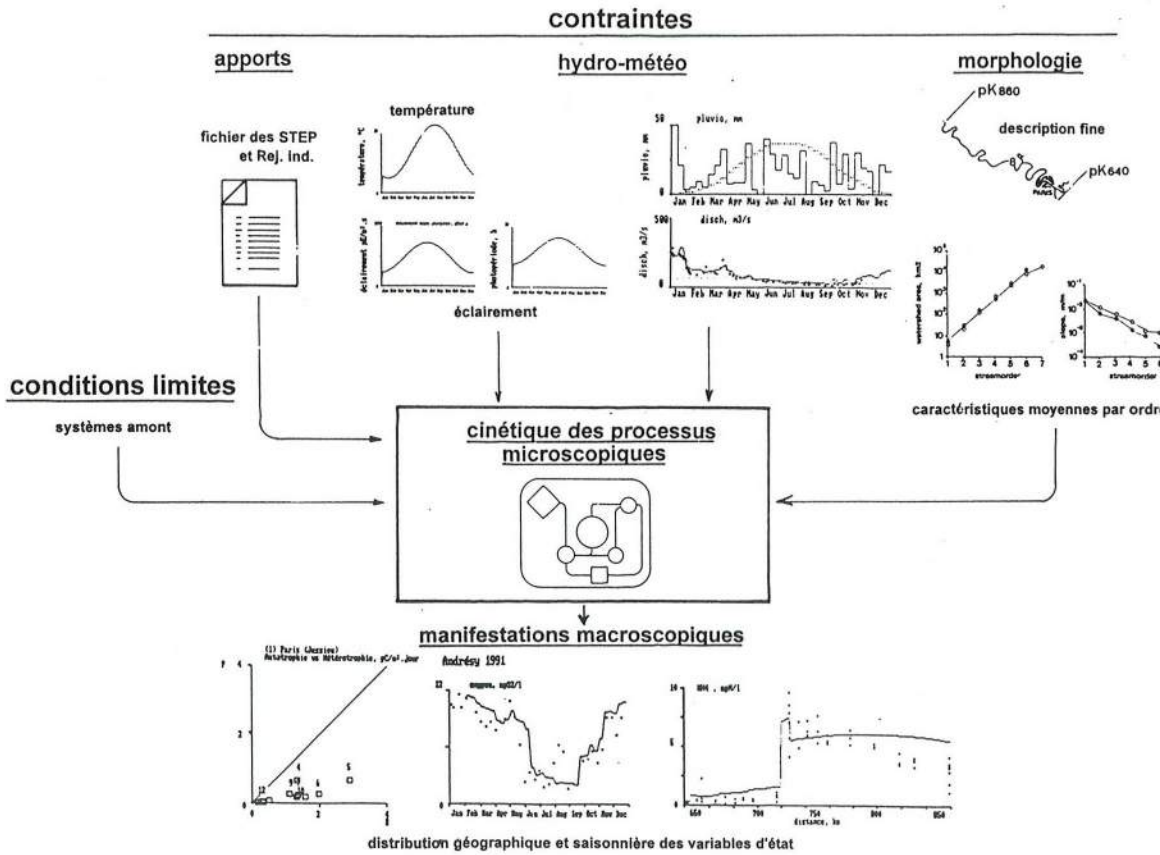


Figure 2. Schéma de principe des entrées et des sorties des modèles constitutifs de l'ensemble SENEQUE.

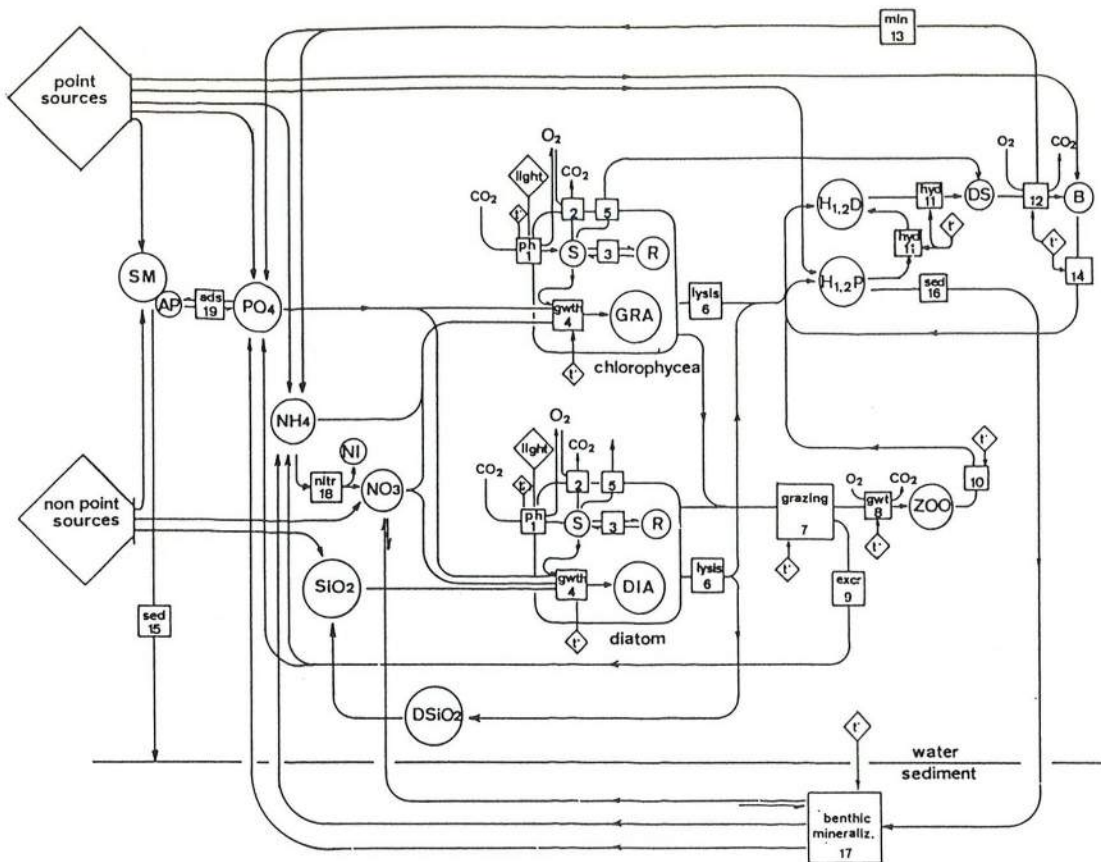


Figure 3. RIVE, le modèle des processus biogéochimiques en milieu aquatique, qui sous-tend tous les modèles de l'ensemble SENEQUE.

Les variables d'état du modèle sont représentés par des cercles:

OXY	oxygène dissous
DIA	diatomées
GRA	chlorophycées
	S petits métabolites carbonés
	R macromolécules de réserve
	GRA & DIA ne réfèrent qu'aux macromolécules fonctionnelles
ZOO	zooplancton
H1D	matière organique dissoute rapidement hydrolysable
H2D	matière organique dissoute lentement hydrolysable
H3D	matière organique dissoute réfractaire
H1P	matière organique particulaire rapidement hydrolysable
H2P	matière organique particulaire lentement hydrolysable
H3P	matière organique particulaire réfractaire
DS	substrats organique directement utilisable
Bp	bacteries hétérotrophes autochtones
Bg	bacteries hétérotrophes allochtones
NH4	ammonium
NO3	nitrate
NI	bacteries nitrifiantes
SIO	silice dissoute
DSIO	silice détritique particulaire
PO4	ortho-phosphate
AP	phosphates adsorbés
SM	matières en suspension minérales

Les processus d'échange entre ces variables sont

1. assimilation photosynthétique de carbone
2. respiration algale
3. synthèse et catabolisme des réserves algales
4. croissance algale
5. excréation algale
6. lyse algale
7. grazing zooplanctonique
8. croissance et respiration zooplanctonique
9. excréation zooplanctonique
10. mortalité zooplanctonique
11. hydrolyse de la mat. org. polymérique
12. croissance et respiration bactériennes
13. excréation bactérienne d'azote et de phosphore
14. mortalité bactérienne
15. sédimentation de la matière part. inorg.
16. sédimentation de la matière part. org.
17. minéralisation benthique de la mat. org.
18. nitrification dans la colonne d'eau
19. adsorption-désorption des phosphates

2. Le fonctionnement du système Seine

Le fonctionnement écologique d'un système aquatique résulte de l'équilibre entre deux grands types de métabolismes, autotrophe (photosynthèse) et hétérotrophe (consommation, respiration). Le métabolisme autotrophe est celui des plantes qui, grâce à l'énergie lumineuse, synthétisent leur propre matière organique à partir de carbone, d'azote et de phosphore minéraux, en produisant de l'oxygène. Les métabolismes hétérotrophes sont ceux des animaux et des bactéries, qui obtiennent leur énergie par l'oxydation, consommatrice d'oxygène, de la matière organique dont ils reminéralisent les constituants. Parce que les organismes autotrophes sont le plus souvent limités dans leur développement par la lumière et la disponibilité en nutriments, et les organismes hétérotrophes par l'offre de matière organique, un équilibre s'installe rapidement entre eux, dans les milieux isolés, avec une production d'oxygène qui balance étroitement sa consommation. Dans des milieux aussi ouverts que les rivières par contre, les apports extérieurs de nutriments ou de matière organique d'une part, les contraintes hydrologiques d'autre part, peuvent conduire à des situations de déséquilibre caractérisées par un surcroît de production sur la consommation (milieux autotrophes) ou inversement (milieux hétérotrophes). Un milieu autotrophe est un milieu qui produit plus de matière organique (et donc d'oxygène) qu'il n'en consomme; il est donc le plus souvent sur-oxygéné et exportateur (ou accumulateur) de matière organique. Un milieu hétérotrophe au contraire consomme plus de matière organique qu'il n'en produit; il est donc sous-oxygéné et exporte des nutriments.

La production en rivière est surtout assurée par le phytoplancton et les facteurs de contrôle du développement phytoplanctonique sont donc déterminants sur l'ensemble du fonctionnement de l'hydrosystème. Ils sont maintenant bien connus (Billen, Garnier & Hanset, 1994a; Garnier, Billen & Coste, 1995). Dans les têtes de bassin, l'importance de la dilution hydraulique et la brièveté des temps de séjour empêchent tout développement planctonique; seules s'y développent les macrophytes et algues benthiques qui sont rarement responsables de productions aussi importantes que celles réalisées par les floraisons phytoplanctoniques (Billen, Dégardin *et al.*, 1995). C'est dans les rivières d'ordre 5 à 6 que les conditions hydrologiques sont les plus favorables au développement algal: taux de dilution réduit, profondeur encore limitée permettant un éclaircissement optimal de la colonne d'eau. C'est dans ces secteurs qu'apparaissent les blooms algaux (Fig. 4). Leur intensité peut être limitée par les nutriments, mais c'est rarement le cas dans le bassin de la Seine, où l'azote (surtout d'origine agricole diffuse) mais aussi le phosphore (surtout d'origine urbaine ponctuelle) sont surabondants (Tableau 1). Plus en aval (rivières d'ordre 7: la Seine en amont de Paris, l'Oise en aval de Compiègne), l'accroissement de la profondeur, renforcée par la canalisation, ralentit la croissance du phytoplancton. L'apparition de prédateurs (zooplancton), mais aussi de parasites (champignons, virus) peut conduire vers la fin du printemps à la disparition du bloom algal pour tout le reste de l'année. Cet écrasement brutal du phytoplancton printanier est caractéristique des grandes rivières canalisées (Fig. 4). Plus en aval encore (la Seine en aval de la confluence de l'Oise), l'élimination des prédateurs, suivant la disparition de leur proies, permet une lente reprise de la croissance algale (Fig. 4).

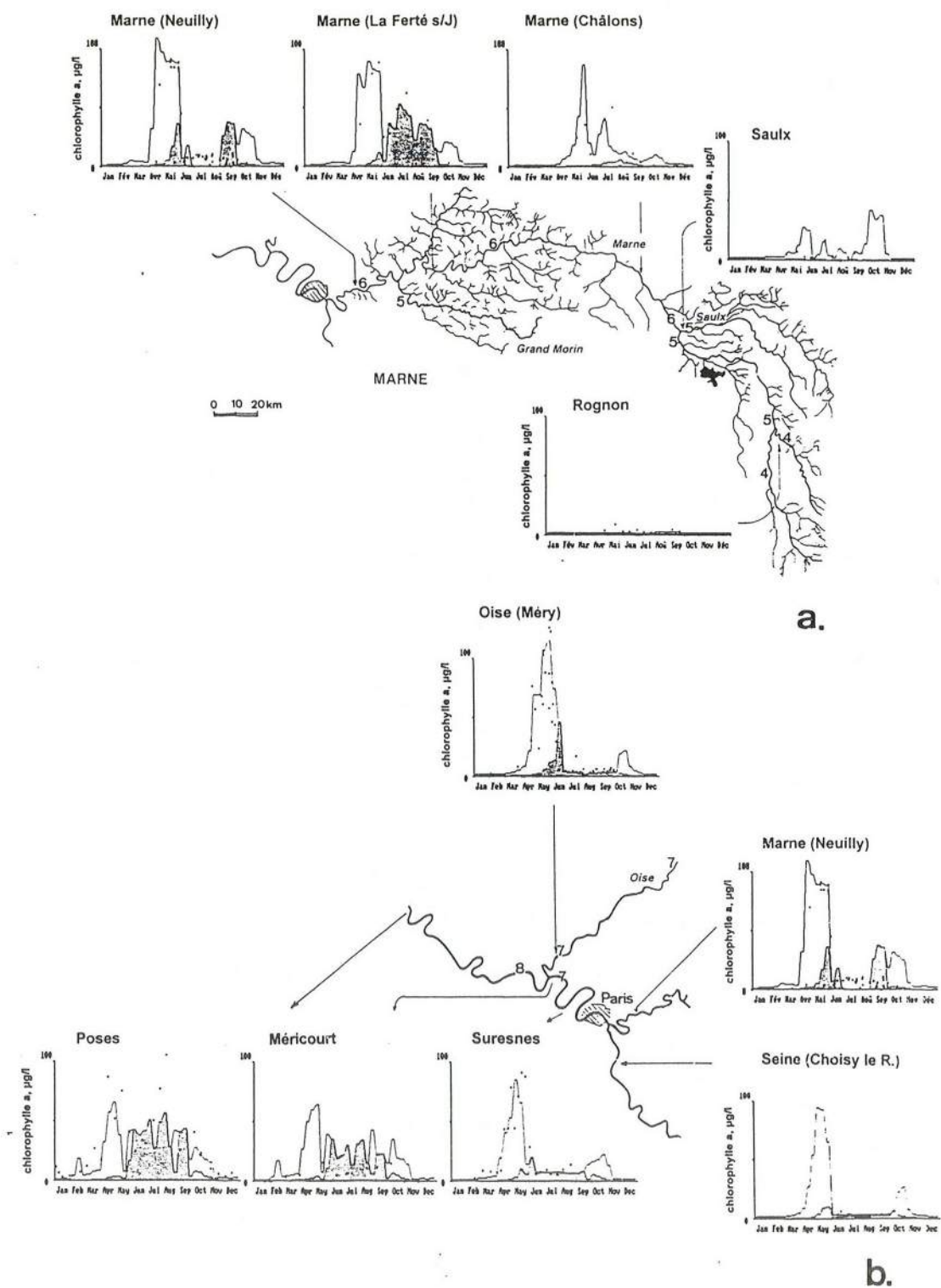


Figure 4. Variations saisonnières et géographiques du développement algal dans le réseau hydrographique de la Seine. a. Bassin de la Marne. b. Partie aval du bassin.

Tableau 1. Apports d'azote et de phosphore d'origine diffuse et ponctuelle dans les différents secteurs de l'hydrosystème Seine, calculés pour l'année 1991 (année sèche).

	Azote (ktN/an)	Phosphore (ktP/an)
Bassins amont		
apports diffus	46	0.5
apports ponctuels	14	5.5
total	60	6.0
Parti aval (Marne-Poses)		
transféré d'amont	57	3.2
apports diffus	3	0.1
apports ponctuels	35	6
total	95	9.3

L'intensité des métabolismes hétérotrophes quant à eux est surtout déterminée par les apports de matière organique, allochtone ou autochtone. Les apports allochtones sont constitués par les rejets d'eaux usées imparfaitement traitées; leur importance s'accroît d'amont en aval du bassin et culmine en région parisienne. Mais la biomasse algale produite en amont représente aussi, lorsqu'elle est en décomposition dans les secteurs canalisés, une charge organique autochtone tout à fait considérable.

D'amont en aval du réseau hydrographique, on voit donc se succéder des fonctionnements écologiques très différents (Fig. 5): systèmes peu productifs et plutôt hétérotrophes dans les têtes de bassins; systèmes largement autotrophes durant tout l'été dans les cours d'eau d'ordre 5 et 6; systèmes autotrophes en avril mais hétérotrophes dès la fin du mois de mai; dans la partie aval, canalisée des rivières d'ordre 6 et 7; hétérotrophie généralisée à l'aval de l'agglomération parisienne; retour progressif à une situation équilibrée en aval de Méricourt.

La qualité de l'eau et ses variations saisonnières sont le reflet de ce fonctionnement. Les secteurs autotrophes sont par nature bien oxygénés. Les blooms extrêmes peuvent s'accompagner d'un accroissement du pH de l'eau qui peut poser problème pour certains traitements de potabilisation (De Dianous, Billen *et al.*, 1995). A l'inverse les secteurs hétérotrophes souffrent d'une désoxygénation qui peut être critique non seulement en période estivale à cause des bas débits et des températures élevées, mais aussi au printemps lors de la chute abrupte des blooms algaux d'amont (Fig. 6).

L'estuaire de la Seine est le siège d'un autre type de désoxygénation, lié à la nitrification de l'ammonium provenant pour une part dominante des rejets urbains de l'agglomération parisienne. La lenteur du développement des bactéries nitrifiantes explique le fait que ce processus ne s'exprime massivement que dans l'estuaire (Chesterikoff, Garban *et al.*, 1992) (Fig. 7).

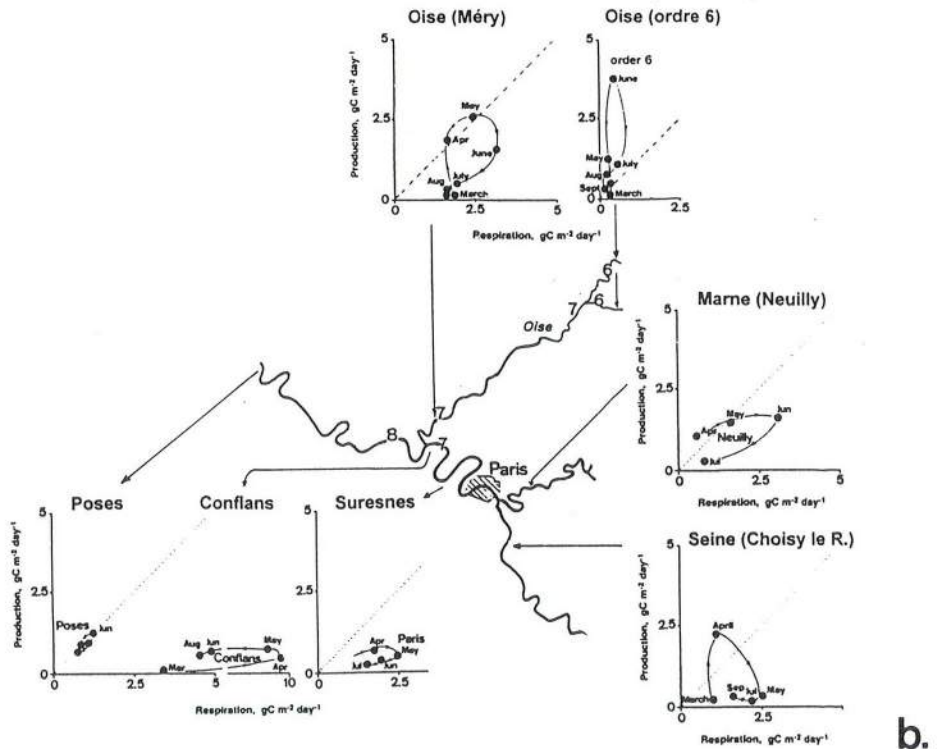
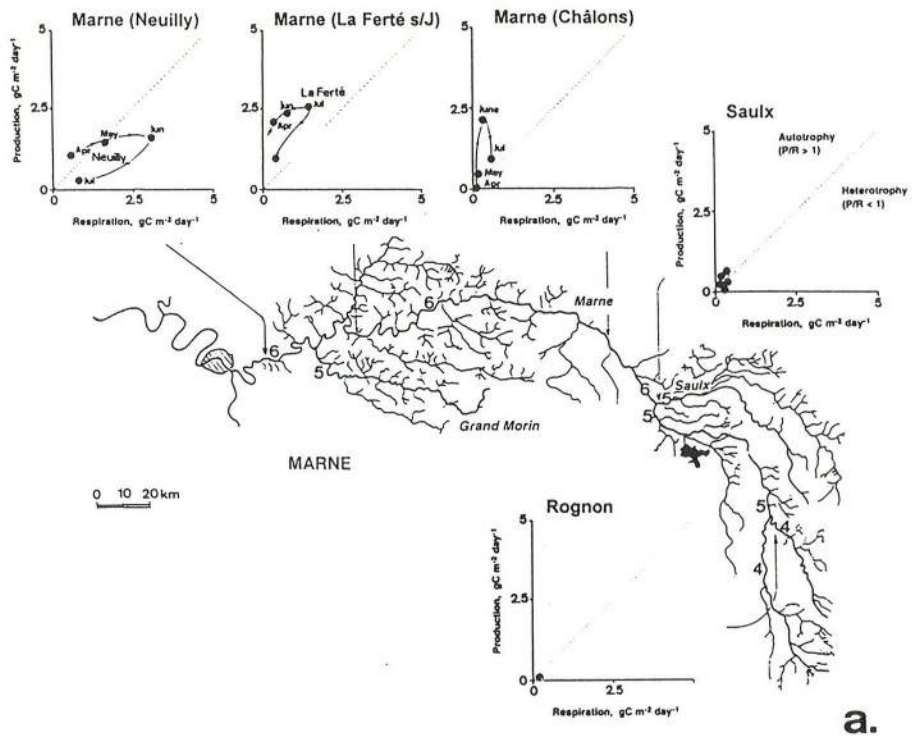


Figure 5. Variations saisonnières et géographiques des caractéristiques d'autotrophie-hétérotrophie dans le réseau hydrographique de la Seine telles que simulées par SENEQUE. a. Bassin de la Marne. b. Partie aval du bassin.

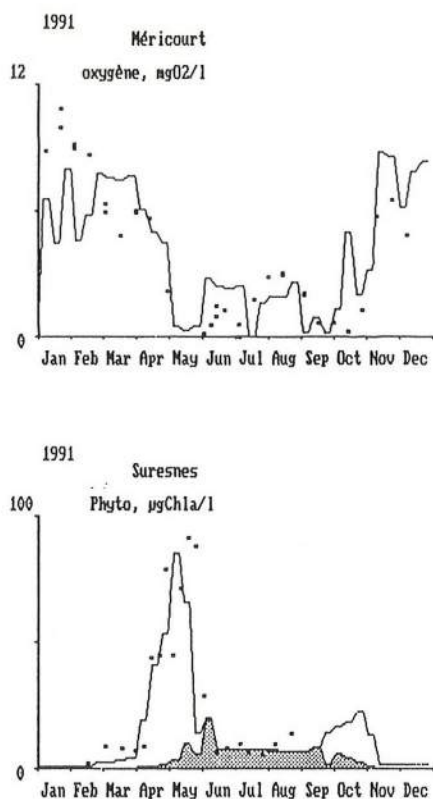


Figure 6. Variations saisonnières de la concentration en oxygène dissous à Méricourt (en amont du barrage de navigation), et de la biomasse algale à Suresnes, telles que calculées par le modèle MONET pour les conditions de l'année 1991. Comparaison avec les observations expérimentales. Les situations de sous-oxygénation les plus critiques s'observent non seulement en été (juillet, septembre) mais aussi au mois de mai, lorsque l'apport depuis l'amont du bassin d'une importante biomasse algale en situation de déclin constitue une cause d'hétérotrophie supplémentaire par rapport aux rejets d'eaux usées.

A part cette transformation quasi totale de l'ammonium en nitrates, l'estuaire transfère l'essentiel des nutriments qui lui parviennent du bassin versant vers la Baie de Seine et les zones côtières de la Manche et de la Mer du Nord. Ces apports, à côté de ceux de l'Escaut et du Rhin, sont responsables d'un enrichissement considérable des masses d'eau côtières en azote et en phosphore. La silice, par contre, dont la teneur dans les eaux de rivière n'est pas affectée par l'activité humaine, n'est pas enrichie en proportion. En conséquence, après le bloom printanier, initié par les diatomées, qui consomment la silice et constituent au printemps la base de la chaîne trophique marine "normale", de grandes quantités d'azote et de phosphore subsistent qui permettent le développement d'un second bloom d'algues non siliceuses (Fig. 8), parmi lesquelles domine un flagellé colonial, *Phaeocystis*. Cette algue produit en abondance une gangue muqueuse dont la valeur alimentaire pour la chaîne trophique marine est très limitée et dont la décomposition mécanique conduit à la formation de mousses gluantes et nauséabondes qui s'accumulent sur les plages (Lancelot, Billen *et al.*, 1987), (Lancelot, 1995). La durée de ces blooms secondaires de *Phaeocystis* et des nuisances qu'ils occasionnent est en progression régulière depuis le début des années 1970.

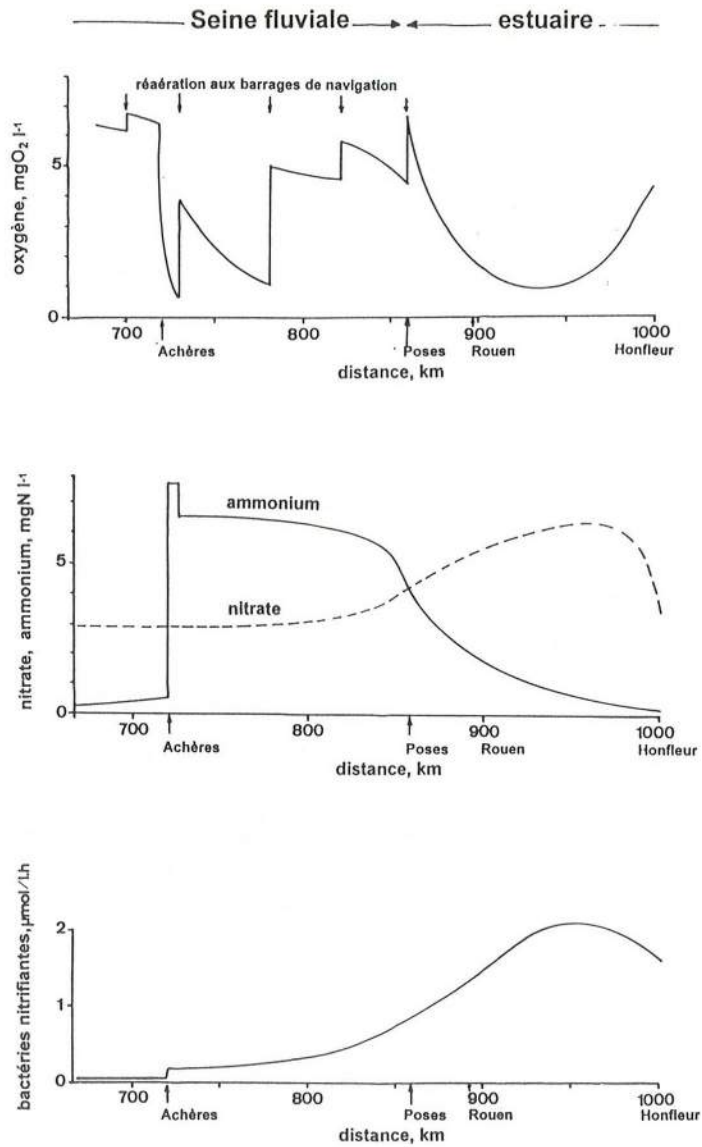


Figure 7. Profil longitudinal en situation d'étiage estival de la concentration en oxygène, en nitrates, en ammonium et en bactéries nitrifiantes dans la Seine fluviale et son estuaire. Le développement des bactéries nitrifiantes, apportées à la rivière avec les effluents d'Achères, nécessite plusieurs jours avant qu'une activité massive ne se manifeste dans l'estuaire et n'y provoque une désoxygénation.

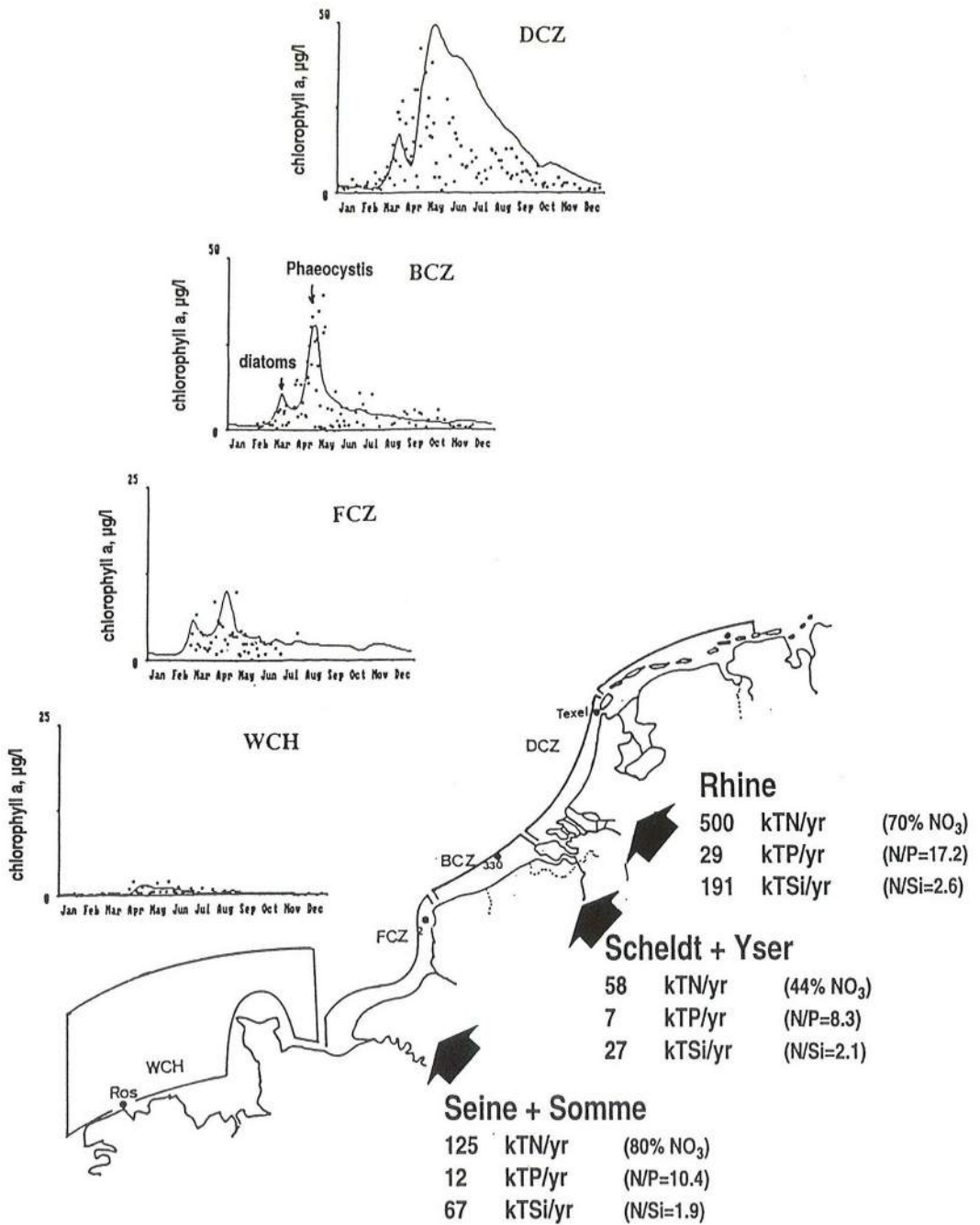


Figure 8. Floraisons algales dans les zones côtières de la Manche et de la Mer du Nord en réponse aux apports de nutriments par les grands fleuves NW Européens. Observations et simulation par le modèle MIRO (Lancelot et al., 1994).

3. Evaluation de diverses politiques de gestion.

Le diagnostic que nous venons de dresser du fonctionnement de l'hydrosystème Seine appelle naturellement à s'interroger sur les mesures à prendre pour restaurer la qualité du milieu. L'ensemble des modèles SENEQUE permettent de tester l'effet que l'on pourrait attendre de ces mesures dans des conditions supposées identiques par ailleurs en ce qui concerne les autres contraintes du système.

3.1. Amélioration du traitement des eaux usées de l'agglomération parisienne.

La première mesure, de toute évidence la plus urgente, consiste à réduire les rejets directs de matière organique allochtone et d'ammoniaque, particulièrement dans l'agglomération parisienne. Un vaste programme est à cet égard en voie de réalisation. Si tous les choix techniques n'en sont pas encore arrêtés, les grandes orientations en sont connues. Un scénario vraisemblable (et probablement le moins ambitieux parmi les variantes possibles) peut être défini comme présenté dans le Tableau 2.

Tableau 2. *Scénario d'amélioration du traitement des effluents de l'agglomération parisienne envisagé à l'horizon 2015.*

station	situation actuelle			objectif 2015		
	Q traité, m ³ /j	niveau	Q surverse m ³ /j	Q traité m ³ /j	niveau	Q surverse m ³ /j
Valenton 1	150 000	eNGL1	5 700	300 000	eNGL1	-
Valenton 2	-	-	-	300 000	eNGL1	-
Colombes	35 000	eNK1	14 000	240 000	eNGL2	-
Grésillons	-	-	-	300 000	fNK3	-
Achères	2 000 000	eNK1	40 000	2 100 000	eNK2	-
Bonneuil	-	-	-	50 000	eNGL1	-

Un tel programme serait en effet de nature à améliorer considérablement la qualité de l'eau de la Seine (Fig. 9), sans éliminer tout à fait cependant les situations critiques de désoxygénation liées à la chute des blooms algaux, ces derniers n'étant en rien affectés par ces mesures. Un accroissement considérable de la contamination nitrique est également à prévoir.

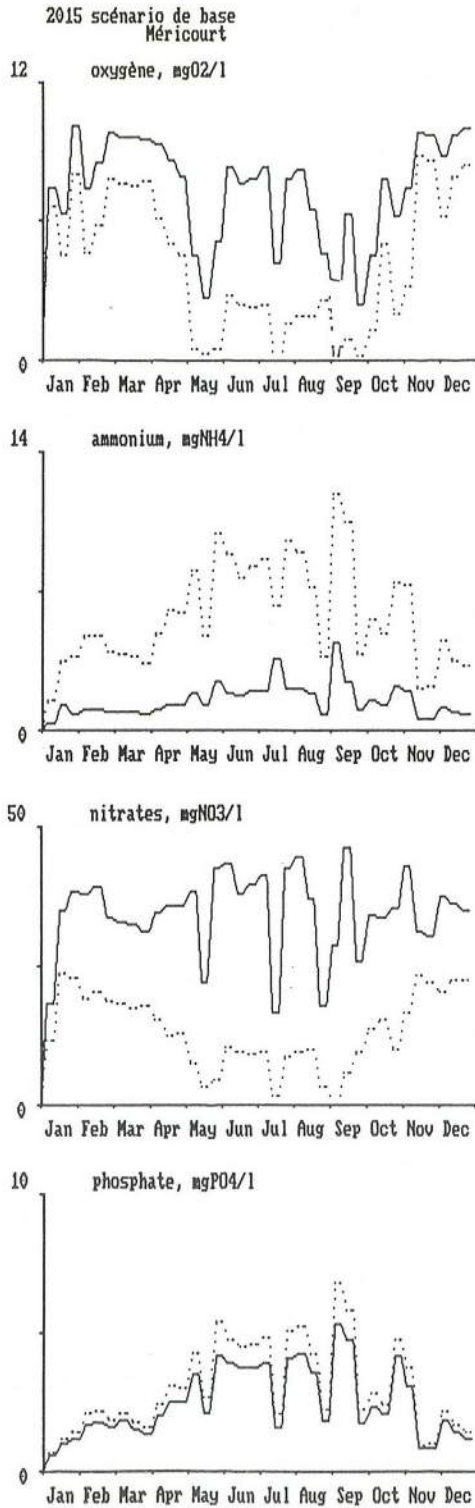


Figure 9. Qualité de l'eau à Méricourt résultant d'une amélioration du traitement des effluents de l'agglomération parisienne (voir tableau 2), telle que prévue par les modèles SENEQUE pour les conditions hydrologiques de l'année 1991. Comparaison avec la simulation réalisée pour la situation actuelle (en pointillée)

3.2. Traitement tertiaire des eaux usées dans l'ensemble du bassin.

La directive CEE 91/271 impose le traitement tertiaire de "l'azote et/ou du phosphore" des eaux résiduaires urbaines dans toutes les zones déclarées sensibles à l'eutrophisation.

3.2.1. Traitement du phosphore.

Différents scénarios d'application de cette norme au traitement du phosphore dans le bassin de la Marne ont été testés (Fig. 10). Les résultats montrent que le développement algal dans le réseau hydrographique n'est significativement réduit que si le traitement du phosphore est poussé généralisé à tous les rejets domestiques et industriels de l'ensemble du bassin et que des mesures de substitution des polyphosphates des produits lessiviels sont prises parallèlement.

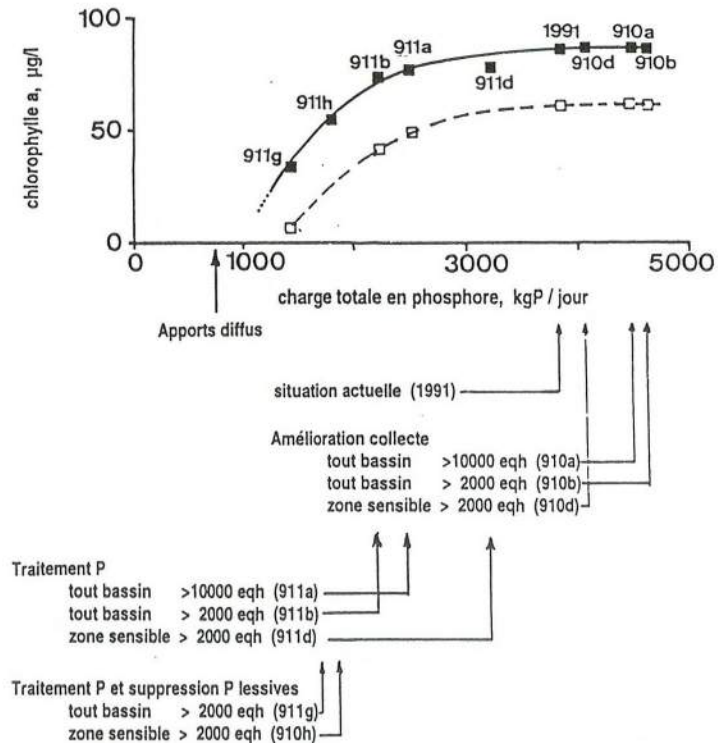


Figure 10. Niveau moyen du pic algal printanier atteint à Neuilly sur Marne et à Dormans dans les conditions hydrologiques de 1991, en fonction de la charge totale en phosphore du bassin correspondant à différents scénarios de traitement des eaux usées.

L'effet que l'on peut attendre de la généralisation d'une telle politique sur l'ensemble du bassin de la Seine est illustré dans la figure 11. Les blooms printanniers les plus intenses sont fortement réduits; un système autotrophe est maintenu tout l'été dans l'ensemble du bassin. Il est à noter que le traitement du phosphore des eaux usées de l'agglomération parisienne elle-même, s'il n'a que peu d'effet sur le développement algal par rapport à celui qu'entraîne le traitement à l'amont du bassin, permet cependant une réduction encore plus importante des apports totaux de phosphore à la mer. Cette réduction, si elle était généralisée aux bassins versants des autres fleuves de la côte continentale de la Mer du Nord, permettrait de limiter très fortement l'eutrophisation marine (Fig. 12).

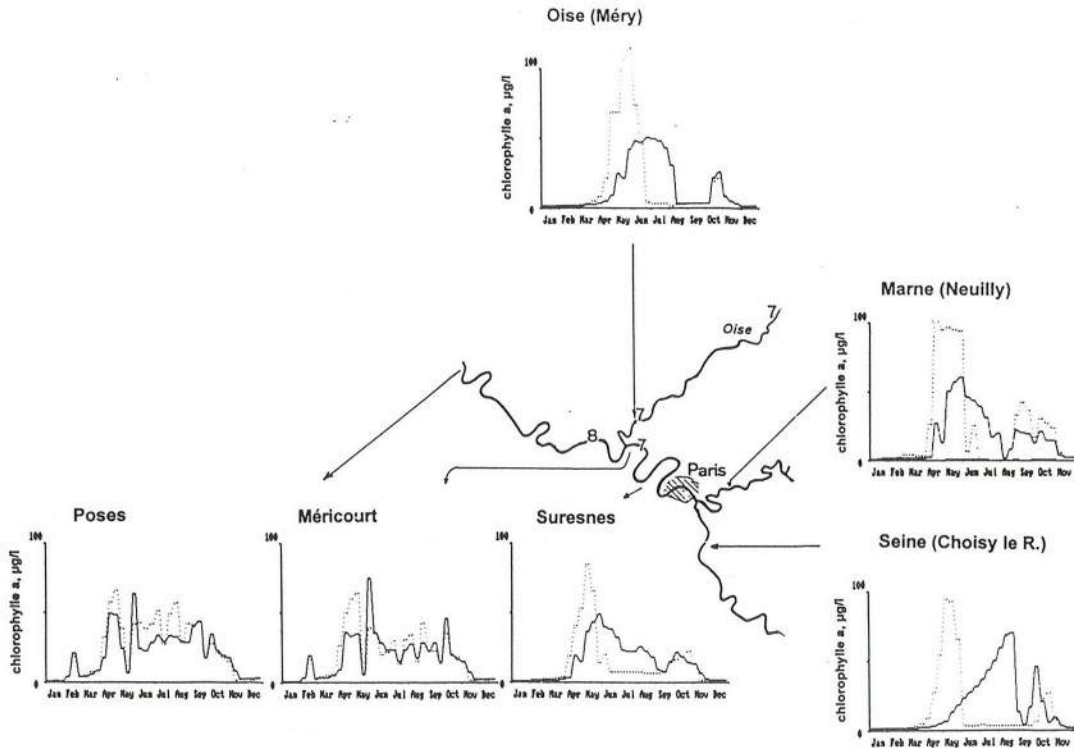


Figure 11. Simulation de l'effet sur le développement algal dans le réseau hydrographique de la Seine d'une politique généralisée de déphosphatation des rejets urbains conjuguée à une mesure de substitution des polyphosphates dans les produits lessiviels (de 80% de la charge des eaux résiduaires urbaines et industrielle, et réduction à 1.6 gP/jour de la charge spécifique par habitant), dans les conditions hydrologiques de 1991.

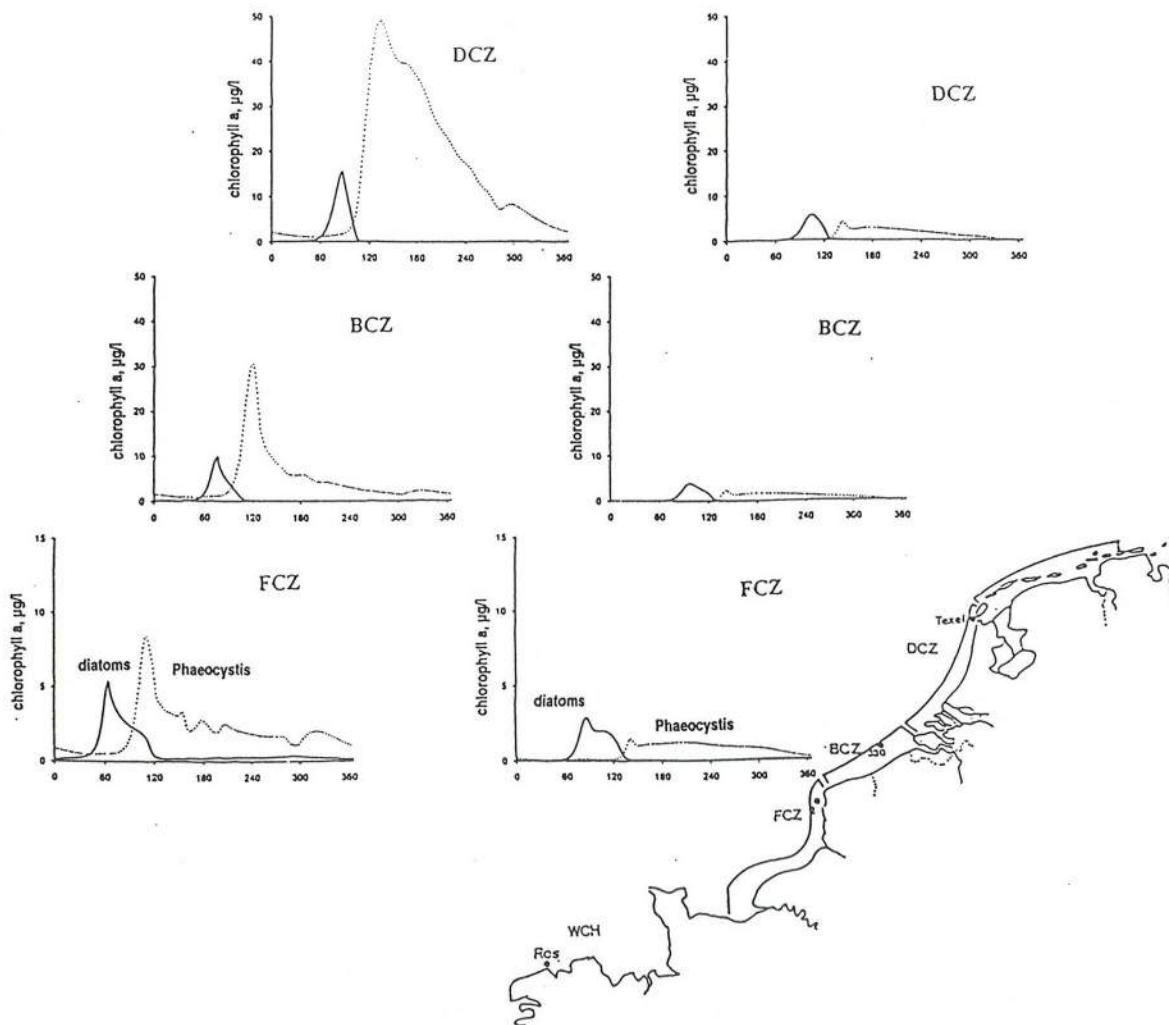


Figure 12. Simulation par le modèle MIRO de l'effet sur les blooms algaux côtiers d'une politique généralisée de déphosphatation des rejets urbains conjuguée à une mesure de substitution des polyphosphates dans les produits lessiviels dans l'ensemble du bassin versant de la Seine et des autres fleuves de la façade continentale de l'Europe occidentale. Comparaison avec la simulation correspondant à la situation actuelle. (Lancelot, Billen & Rousseau, 1994).

3.2.2. Traitement de l'azote.

Le traitement de l'azote (par dénitrification) des eaux résiduares urbaines, même généralisé à l'ensemble du bassin, ne permet quant à lui de réduire la contamination nitrique et les flux d'azote en mer que d'environ 25%. Une telle réduction est sans effet sur les processus d'eutrophisation tant dans le réseau hydrographique qu'en Mer du Nord. Ceci est dû à l'origine essentiellement agricole et diffuse de la pollution azotée. C'est à cet apport diffus qu'il convient de s'attaquer pour réduire la contamination nitrique des eaux de surface.

Les données disponibles depuis plus d'un siècle sur la concentration en nitrates dans la Seine, à l'amont de l'agglomération parisienne (Fig. 13; Naves, 1989) montrent bien la tendance à la hausse depuis le début de l'usage généralisé des engrais industriels. Ces données montrent aussi que les concentrations hivernales s'accroissent d'avantage que les concentrations estivales.

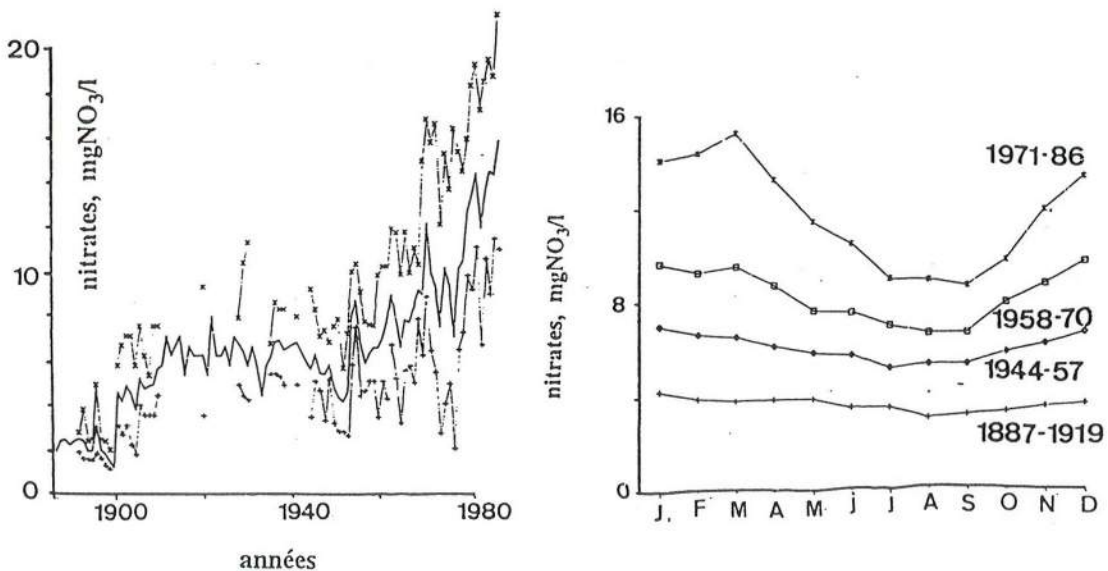


Figure 13. *Accroissement historique de la teneur en nitrates de l'eau de la Seine à la prise d'eau d'Ivry (Naves, 1989). a. Concentrations moyennes et extrêmes annuelles. b. variations saisonnières moyennes.*

Deux raisons expliquent cette dernière observation. En hiver dominent les apports par les eaux d'écoulement superficiel ou de drainage, plus contaminées que les eaux phréatiques. En été, les processus de rétention de l'azote dans le réseau hydrographique sont plus actifs. Les grands barrages-réservoirs de l'amont du bassin de la Seine constituent des sites privilégiés de dénitrification: l'eau qu'ils restituent en été est pratiquement exempte de nitrates (Garnier, Billen *et al.*, 1995). Mais le gigantisme de ces ouvrages n'est pas nécessaire à cette fonction: une multitude de petites retenues répartie judicieusement sur l'ensemble du bassin pourrait jouer le même rôle. Reste que cet effet est surtout efficace en été, et donc sans action sur les eaux d'écoulement de surface et de drainage des sols agricoles en période de hautes eaux. Des

études nombreuses (voir par exemple Haycock, Pinay & Walker, 1993; Vought, Dahl *et al.*, 1994) ont montré que les zones ripariennes en végétation ont une remarquable capacité d'élimination des apports latéraux d'azote à la rivière. Une zone humide enherbée de 10 à 15 m de largeur le long des rivières suffit à réduire d'au moins 50% les teneurs en azote des eaux superficielles qui leur parviennent. La généralisation d'un tel aménagement sur toutes les rivières d'ordre 1 à 4 concernerait environ 2% de la surface agricole du bassin de la Seine, et pourrait parfaitement s'intégrer dans les préoccupations actuelles de réduction de la surface cultivée.

Ce sont donc des politiques paysagères de restauration des zones humides (création de retenues, aménagement de zones rivulaires tampons) qui seules pourront résoudre efficacement les problèmes posés par l'accroissement de la contamination azotée des eaux de surface. Une évaluation plus précise et plus concrète de ce qu'il est possible d'attendre de telles politiques est actuellement en cours dans le cadre du programme PIREN-Seine.

Références

- Billen, G., Garnier, J. & Hanset, P., 1994a. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: The RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia* 289: 119-137.
- Billen, G., Garnier, J. & Hanset, P., 1994b. Modèle mathématique du développement phytoplanctonique et de la qualité de l'eau dans le réseau hydrographique de la Marne. (Modèle EUSTACHE) Agence de l'Eau Seine Normandie, délégation Champagne-Ardenne-Meuse. Rapport final. Août 1994.
- Billen, G., Dégardin, P., Even, S. & Thomas, W., 1995. Intercomparaison des modèles KALITO, MONET et PROSE. CNRS, PIREN-Seine. Analyse et modélisation des systèmes fluviaux anthropisés. 168 pp.
- Chestérikoff, A., Garban, B., Billen, G., Poulin, M., 1992. Inorganic nitrogen dynamics in the river Seine downstream from Paris (France), *Biogeochemistry*, 17 : 147-164.
- de Dianous, F., Billen, G., Garnier, J., Hanset, P., Jovy, V., Grimaud, A., Vandeveld, T. (1995). Algarde-Oise: un modèle opérationnel pour la prédiction des variations de qualité des eaux lors d'efflorescences algales. *TSM*. 90(1995):55-59.
- Garnier J., Billen G. & Coste M., 1995. Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the River Seine : Observations and modelling. *Limnol. & Oceanogr.* 40: 750-765.
- Garnier, J., Billen, G., Sanchez, N., Leporcq, B., Hanset, P., Bérard, A., Poulin, M., Bonnet, M.P. (1995). Les barrages nréservoirs de Champagne. Modélisation du fonctionnement écologique de la Marne. Bilans biogéochimiques des réservoirs Marne, Seine et Aube. CNRS, PIREN-Seine. Analyse et modélisation des systèmes fluviaux anthropisés. Rapport "Corridor Fluvial", 112 pp.

Haycock, N.E., Pinay, G., Walker, C. (1993). Nitrogen retention in river corridors: European perspective. *Ambio*. 22: 340-346.

Lancelot, C.; Billen, G.; Soulma, A.; Weisse, T.; Colyn, F.; Veldhuis, M.; Davies, A.; Wassman, P. (1987); Phaeocystis blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. *Ambio* 16: 38-46

Lancelot, C., Billen, G., Rousseau, V. (1994). Modelling Phaeocystis blooms, their causes and consequences. Commission of the European communities. STEP final report. contract CT 90-0062(TSTS).

Lancelot, C. (1995). The mucilage phenomenon in the continental coastal waters of the North Sea. *Sci. Tot. Environm.*, 165:83-102.

Naves, J. (1989) Evolution de la qualité de l'eau en Seine à Ivry sur Seine de 1887 à 1986. Mémoire de DEA, Université P.M. Curie (Paris VI) 64 pp.

Vought, L.B.M., Dahl, J., Pedersen, C.L., Lacoursière, J.O. (1994). Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio*. 23: 342-348.

