



HAL
open science

Modélisation de la charge annuelle en azote et phosphore par analyse spatiale d'information topographiques et d'occupation des sols

Sylvain Payraudeau, Marie-George Tournoud, Flavie Cernesson, Bernadette Picot

► **To cite this version:**

Sylvain Payraudeau, Marie-George Tournoud, Flavie Cernesson, Bernadette Picot. Modélisation de la charge annuelle en azote et phosphore par analyse spatiale d'information topographiques et d'occupation des sols: Cas d'un petit bassin versant méditerranéen. Ingénieries eau-agriculture-territoires, 2000, n° spécial 2000, pp.27-35. hal-01718813

HAL Id: hal-01718813

<https://hal.science/hal-01718813>

Submitted on 20 Nov 2019

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.

Modélisation de la charge annuelle en azote et phosphore par analyse spatiale d'informations topographiques et d'occupation des sols

Cas d'un petit bassin versant méditerranéen

Sylvain Payraudeau¹, Marie-Georges Tournoud², Flavie Cernesson¹ et Bernadette Picot³

La préservation de la qualité de l'eau passe par la gestion des nutriments à l'échelle du bassin versant. Ce niveau d'analyse permet d'étudier un système cohérent au sens hydrologique. Cette approche globale doit prendre en compte les directions d'écoulement, les différentes unités surfaciques (les sous-bassins versants) et les éléments linéaires (les biefs de rivières) (Villeneuve *et al.*, 1998). La gestion des nutriments, au sein du bassin versant implique l'identification des sources de pollutions ponctuelles (traitement des eaux d'origines domestiques et industrielles) et diffuses (surfaces naturelles, agricoles et urbaines). L'objectif de cette gestion spatialisée est de répondre aux deux questions suivantes : où et en quelles quantités peuvent être produits des flux de nutriments sur le bassin ?

La modélisation des charges en nutriments à l'exutoire d'un bassin versant nécessite un outil qui permette d'associer à chaque type d'occupation du sol, une pression polluante. La propagation de ce flux est ensuite prise en compte dans la rivière. Cet outil doit intégrer des informations géographiques (occupation du sol, topographies, etc) et un modèle hydro-chimique au sein d'un système de gestion de base de données tels les systèmes d'information géographique (SIG) (Cluis, 1995).

Pour éviter toute dérive qui aboutit à un modèle de type « usine à gaz », la conception de celui-ci doit être guidée par quatre principes que sont le nombre réduit de paramètres, la modestie (le modèle ne répond qu'à une question et n'est en aucun cas le modèle universel), l'adéquation à la précision des données et la possibilité de contrôle de la validité du modèle (Moore *et al.*, 1993).

Cette approche repose sur le choix d'une architecture spatiale pour le modèle de flux. Cinq structures sont disponibles : l'approche globale (Dooge, 1967 ; Klemes, 1982), l'approche en raster (grille à mailles régulières) (Girard *et al.*, 1981 ; Abbott *et al.*, 1986 ; Grayson *et al.*, 1992 ; Cluis *et al.*, 1996), l'approche TIN (représentation par une juxtaposition de triangles) (Vieux, 1991), l'approche des unités hydrologiques élémentaires (concept de HRU et REA) (Ross *et al.*, 1979 ; Wood *et al.*, 1988 ; Jeton et Larue-Smith, 1993) et l'approche en sous-bassins versants (Rodriguez-Iturbe et Gupta, 1983 ; Schlutze, 1989). Un modèle est dit global si le bassin versant est considéré comme un tout sans distinction spatiale (Singh, 1995). Les autres structures proposées correspondent à une vision spatialisée du bassin qui est alors composé d'une association d'entités spatiales (raster, TIN, zone homogène, sous-bassin) à l'intérieur desquelles on négligera la variabilité spatiale (Bloschl et Sivapalan, 1995).

La segmentation en sous-bassins versants et en unités hydrologiques élémentaires permettent de manipuler des objets fonctionnels pertinents et non des objets géométriques sans signification hydrologique (raster, TIN). La segmentation en sous-bassins versants est obtenue par analyse de la topographie (par l'intermédiaire d'un Modèle Numérique de Terrain) qui permet de dégager le réseau hydrographique et les unités surfaciques associées. À cette information topographique, la détermination en unités hydrologiques élémentaires implique la prise en compte supplémentaire de la pédologie et de l'occupation du sol.

L'avantage du découpage en sous-bassins versants et biefs de rivière, pour la modélisation d'un flux,

. Cemagref-Engref
500, rue J.-F. Breton,
34093 Montpellier
2. Université
Montpellier 2 – CNRS –
IRD (UMR5569),
cc056, 34095
Montpellier Cedex 5
3. Université
Montpellier 1 et 2
– CNRS (UMR 5556),
av. Charles Flahaut,
34060 Montpellier
Cedex 1

réside dans le type de connexion entre ces deux types d'objets. Un sous-bassin est lié à un bief (et un seul) et vice versa. D'autre part, un bief est un élément du réseau succédant à un ou plusieurs biefs amont et précédant un seul bief aval. L'utilisation de cette structure est particulièrement adaptée à la programmation orientée objet et connaît un développement actuel important (Jacobsen *et al.*, 1992 ; Fedra et Jamieson, 1996 ; Voges et Berman, 2000).

L'architecture spatiale proposée dans cet article repose sur cette structure « sous-bassins versants-biefs ». Cette architecture permet de dissocier les processus de production et de transfert du flux (sous-bassins versants) et de propagation du flux (biefs de rivière).

Cette architecture sera appliquée à l'échelle annuelle pour estimer le flux de nutriments produit à l'exutoire d'un bassin. À cette échelle, différentes méthodes sont utilisées pour estimer les flux de nutriments. Celles-ci sont fondées sur l'hypothèse que l'occupation du sol (au sens large) est la caractéristique prédominante pour estimer les flux produits.

Une première méthode consiste à utiliser des « fonctions de perte » qui permettent de déterminer la lame ruisselée et les concentrations spécifiques en polluants pour chaque type d'occupation du sol (Haith et Shoemaker, 1987). Les études disponibles en climat méditerranéen sont insuffisantes pour disposer de valeurs satisfaisantes.

Une deuxième méthode repose sur l'utilisation de « coefficients d'exportation » (Vollenweider, 1968 ; Rast et Lee, 1983). Nous avons retenu cette méthode empirique pour sa rapidité et sa simplicité qui associe à chaque type d'occupation du sol un flux spécifique de nutriments exprimé en kg/ha/an. Dans cette approche, l'aléa climatique n'est pas pris en compte dans le calcul des flux annuels. Les coefficients empiriques sont obtenus grâce à des études de bilan de nutriments à l'échelle de la parcelle à celle du bassin versant (Benetton, 1984).

L'estimation du flux annuel des nutriments est réalisée sur le bassin versant du Pallas (50 km²). La rivière du Pallas est un tributaire de l'étang de Thau (Hérault, France). L'ordre de grandeur des flux modélisés est comparé aux résultats du suivi de la qualité des eaux du Pallas (1994-1996) effectué à l'exutoire du bassin.

Matériel et méthodes

La méthodologie proposée implique la gestion et l'analyse de données spatiales diverses. Le système de gestion de base de données géographiques est le SIG ArcInfo®.

L'utilisation de ce SIG permet la définition et l'interaction de nombreux objets ponctuels, surfaciques et linéaires. Bien que ce SIG n'ait pas été développé pour des applications purement hydrologiques, un ensemble de routines permet d'analyser la morphologie d'un bassin et d'extraire le réseau hydrographique. De plus, ArcInfo® dispose d'un langage de programmation qui permet de développer et d'utiliser ses propres routines.

La base de données nécessaire à l'estimation annuelle des flux comprend un modèle numérique de terrain (MNT), un réseau hydrographique de référence, la localisation des sources ponctuelles de pollution et une information sur l'occupation du sol (déterminée par traitement d'images satellitaires). Une couche d'information est définie comme un ensemble de données spatialisées permettant de caractériser le bassin versant sur un thème particulier. D'autre part, une couche contient un mode de représentation unique (point, polygone, ligne ou raster), des attributs thématiques et un système de projection spatiale (Nuckols *et al.*, 1996).

L'analyse topographique de la zone d'étude

La première étape de la démarche consiste à extraire les limites du bassin versant et des différents sous-bassins grâce à une analyse topographique de la zone d'étude par traitement du MNT. Le module GRID d'ArcInfo® contient un ensemble de fonctions permettant la segmentation du bassin en sous-bassins et en biefs de rivière (Nuckols *et al.*, 1996). Pour extraire le réseau hydrographique à partir du MNT, il convient de définir un seuil limite de surface amont à partir duquel on estime l'écoulement possible. Dans ce cas, le pixel du MNT est considéré comme un élément de la rivière. La complexité du réseau hydrographique obtenu va être fonction de la valeur de ce seuil limite. L'utilisation d'un réseau de référence (cartographié sur le terrain) est indispensable pour retenir le seuil optimal. Le réseau de référence utilisé provient de la BDCarto® de l'IGN (1/50 000^e). Le choix du seuil optimal d'extraction du réseau nécessite un critère de qualité.

Dans cette étude, la similarité géométrique des deux réseaux a été retenue comme critère. La surface amont à partir de laquelle apparaît un réseau hydrographique est fixée à 1,25 km².

À chaque nœud du réseau (sources et confluences) ainsi qu'à chaque rejet ponctuel, les zones amont sont déterminées. Cette étape est réalisée grâce à la fonction « watershed » d'ArcInfo®. La création d'une routine permet d'automatiser cette étape à chaque nœud. Le choix du seuil de 1,25 km² conduit sur le bassin étudié du Pallas (50 km²) à la création de 26 sous-bassins versants et de 26 biefs associés.

Cette première étape permet de créer l'architecture du modèle composée de sous-bassins (éléments surfaciques) et de biefs de rivière (éléments linéaires).

La caractérisation des flux de nutriments

La deuxième étape consiste à caractériser chaque sous-bassin versant par un flux annuel en nutriments. Cette étape implique la détermination de l'occupation du sol et la localisation des sources ponctuelles de pollution sur le bassin. L'exportation d'azote et de phosphore dépend des conditions hydrologiques, des caractéristiques climatiques, de la géologie, de la topographie, du type de sol et des pratiques culturales. L'hypothèse retenue est que l'occupation du sol est la caractéristique principale pour estimer les rejets diffus sur le bassin (Nuckols *et al.*, 1996). Ainsi dans notre approche, le flux annuel calculé ne dépend que des activités anthropiques, elles-mêmes définies selon le type d'occupation du sol. Chaque occupation du sol ou activité est caractérisée par un coefficient d'exportation déterminé par une analyse bibliographique d'études de terrain (Benetton, 1984 ; Young *et al.*, 1995 ; Worrall et Burt, 1999).

La mise en œuvre de cette deuxième étape nécessite une connaissance approfondie de :

- l'occupation du sol et de son coefficient d'exportation associé pour estimer les flux annuels d'origine diffuse (sous réserve de vérifier la validité dans ces coefficients d'exportation dans le contexte méditerranéen) ;
- la localisation des points de rejets pour estimer la part ponctuelle du flux.

La détermination de l'occupation du sol requiert une technique d'acquisition qui soit exhaustive

et qui permette d'obtenir une information temporelle homogène sur la zone étudiée. La télédétection répond à ces exigences (Schultz, 1993). L'obtention de l'information « occupation du sol » n'est toutefois pas immédiate. Le choix du capteur, du nombre d'images, des techniques de classification sont fonction du type de paysage étudié et de la précision thématique recherchée. Les ambiguïtés dans l'interprétation des images peuvent être réduites en utilisant des « vérités terrain ». Le choix du nombre de classes d'occupation du sol doit permettre de distinguer les zones potentiellement les plus polluantes de celles qui le sont moins pour un élément polluant. La connaissance ou l'estimation des flux spécifiques est nécessaire à ce niveau de l'analyse pour retenir les thèmes d'occupations pertinents.

Chaque sous-bassin est ensuite caractérisé par un flux annuel potentiel en azote et en phosphore d'origine diffuse. Ce flux est calculé par sous-bassin comme la somme des flux spécifiques annuels caractérisant chaque classe d'occupation du sol. La méthode de calcul du flux est donc de type agrégative, depuis l'élément d'occupation du sol, jusqu'au sous-bassin puis au bassin entier.

La contribution éventuelle des sources ponctuelles implique la localisation des rejets d'azote et de phosphore. Le flux produit par ce type de rejets peut être obtenu auprès des gestionnaires des différents ouvrages (épuration des eaux domestiques et industrielles).

À l'issue de cette deuxième étape, chaque sous-bassin peut ainsi être caractérisé par un flux potentiel annuel qui intègre les rejets ponctuels et diffus.

La propagation des flux de nutriments

La troisième et dernière étape consiste à systématiser la propagation du flux dans le réseau hydrographique. Cette étape répond à un double objectif : associer à chaque bief de rivières un flux annuel et déterminer le flux à l'exutoire du bassin en fonction de la contribution des différents sous-bassins. Pour ce faire, les connexions entre entités surfaciques (les sous-bassins versants) et entités linéaires (les biefs de rivières) doivent être précisées. Une intersection réalisée entre le plan d'information « sous-bassin » et « bief de rivière » précise les liens « sous-bassin-bief de rivière ». Cette étape permet de caractériser chaque bief par le flux latéral produit par son sous-bassin versant asso-

cessus d'auto-épuration étant négligé, la propagation de flux dans les biefs est traitée comme une accumulation des flux. Par conséquent, chaque bief est caractérisé par le flux amont et le flux du sous-bassin associé. Le flux annuel qui est estimé sur le dernier bief, le plus en aval, constitue une estimation du flux de nutriments exporté par le bassin versant (mer, lagune ou lac).

Les entrées du modèle

Les trois étapes décrites préalablement composent le modèle d'estimation annuelle des flux de nutriments. Les entrées du modèle sont respectivement le MNT, le plan d'information d'occupation du sol et la localisation des sources de pollutions ponctuelles. Les paramètres du modèle sont les différents coefficients d'exportation. Le modèle permet de visualiser les différentes unités (les sous-bassins versants) avec leurs flux associés en azote et en phosphore. Chaque bief de rivière est caractérisé par un flux annuel de nutriments.

Application et résultats

La modélisation du flux annuel en azote et en phosphore a été menée sur le bassin versant du Pallas (Hérault, France) (figure 1). Ce bassin essentiellement rural est caractérisé par une population dispersée. La rivière du Pallas traverse trois zones urbaines et reçoit les eaux d'une station d'épuration d'une capacité de 1 600 équivalent-habitants.

un réseau hydrographique (IGN 1/50 000^e), la localisation des rejets ponctuels (conseil général de l'Hérault 1/50 000^e) et l'occupation du sol déterminée par l'analyse d'une image satellitale SPOT de résolution 20 m (Association SIG L-R) (figure 2 et tableau). Six thèmes parmi les 36 extraits à partir de l'image ont été retenus. Ce choix s'est fait en fonction de la diversité des coefficients spécifiques. Une agrégation de thèmes proches par rapport à notre thématique a été effectuée (ex. : les thèmes « forêt de conifère », « forêt de feuillus », « garrigues » et « landes » ont été fusionnés sous le terme surfaces naturelles).

Les flux annuels en nutriments générés sous-bassin par sous-bassin sont illustrés sur la figure 3. Pour chaque bief de rivière la pression polluante est calculée et intègre le flux amont et le flux latéral.

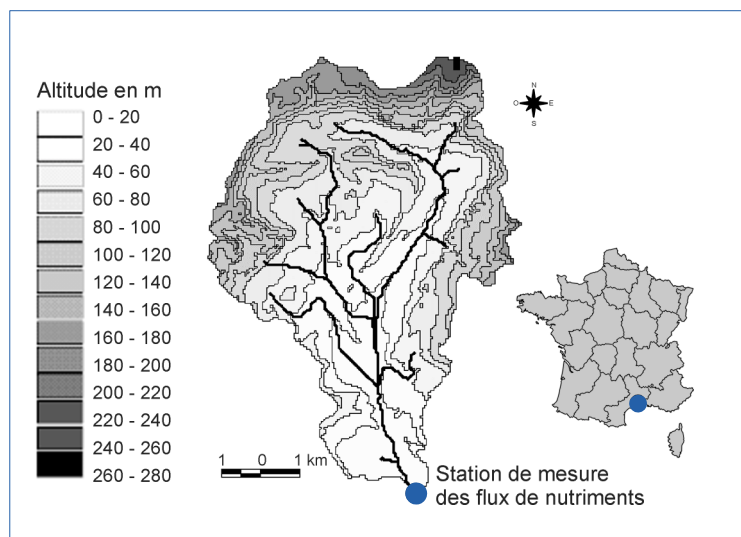
Chaque flux généré sur un sous-bassin affecte le bief associé. Ce flux est ensuite transféré d'amont vers l'aval jusqu'à l'exutoire. Le résultat obtenu pour la rivière du Pallas est illustré par la figure 4.

La possibilité de valider les ordres de grandeur fournis par un modèle est un des principes qui doit conduire au développement d'un modèle. L'évaluation de la qualité des ordres de grandeurs des flux modélisés implique un suivi de la qualité des eaux de surface sur le Pallas.

La qualité des eaux de surface du Pallas a été étudiée de septembre 1994 à mai 1996 au niveau de l'exutoire du bassin. Les prélèvements ont été effectués deux fois par mois durant la totalité de l'expérimentation et toutes les heures lors de trois événements de crue. Les concentrations en azote et en phosphore ont été déterminées. Ainsi, les orthophosphates (PO_4^{3+}), le phosphore total (Pt), l'azote kjeldahl (NK), l'ammonium (NH_4^+), les nitrites (NO_2^-) et les nitrates (NO_3^-) ont été analysés en utilisant les protocoles standards (Apha *et al.*, 1992). Le débit du Pallas à l'exutoire a été mesuré en continu (Contrat pour l'étang de Thau, 1997).

L'extrapolation des données recueillies lors de cette phase expérimentale permet d'estimer les flux annuels d'azote et de phosphore à l'exutoire du bassin du Pallas. Les flux annuels sont fournis avec une incertitude de plus ou moins 50 %.

Figure 1 – Localisation du bassin du Pallas (Hérault, France).



La comparaison entre les flux annuels de

nutriments obtenus par modélisation et grâce au suivi expéri-

mental ne constitue pas une validation du modèle à proprement parlé. En effet, le flux calculé grâce aux mesures de terrain offre une valeur moyenne caractérisant le fonctionnement hydrologique du bassin pour les deux seules années de suivi. Le flux modélisé est quant à lui un indicateur des pressions polluantes potentielles uniquement fonction des activités anthropiques. En conclusion, la comparaison suivante (figure 5) permet simplement de vérifier l'ordre de grandeur des deux flux à l'exutoire du bassin d'étude. Les résultats montrent que les deux approches convergent.

Discussion et conclusion

L'estimation du flux annuel moyen de nutriments produit par un bassin constitue un point de départ pour l'aide à la prise de décision concernant

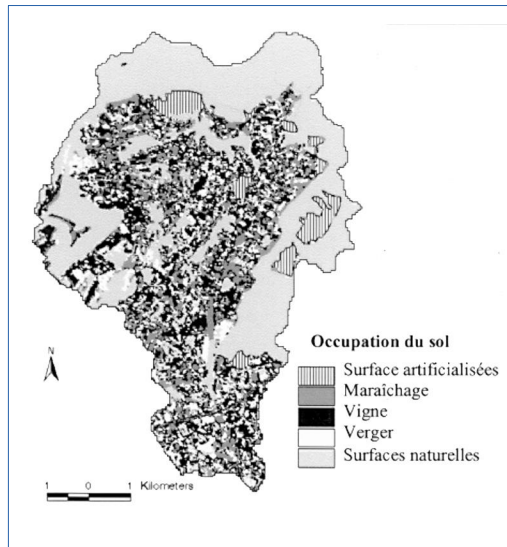


Figure 2 – Occupation du sol du bassin du Pallas à partir de la classification d'une image satellitale SPOT et coefficients d'exportation associés (Benetton, 1984).

Occupation du sol	Coefficient d'exportation en azote (kg/ha/an)	Coefficient d'exportation en phosphore (kg/ha/an)
Surfaces artificialisées	10	2
Maraîchage	10	1
Vigne	5	1
Vergers	10	1
Surfaces naturelles	0,2	0,1

Tableau – Coefficients d'exportation en azote et phosphore sur le bassin du Pallas.

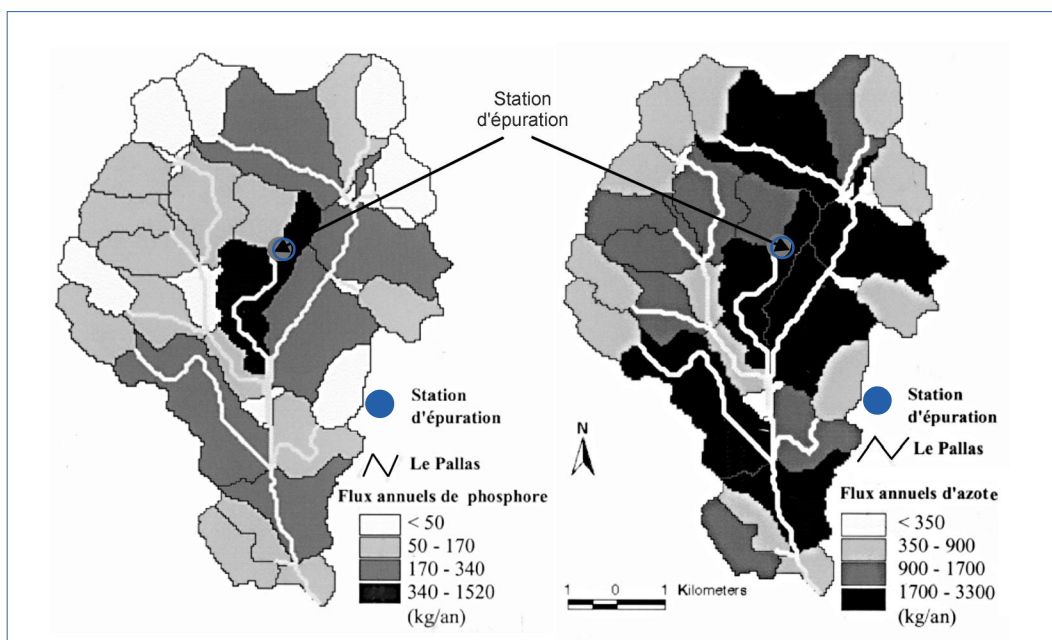
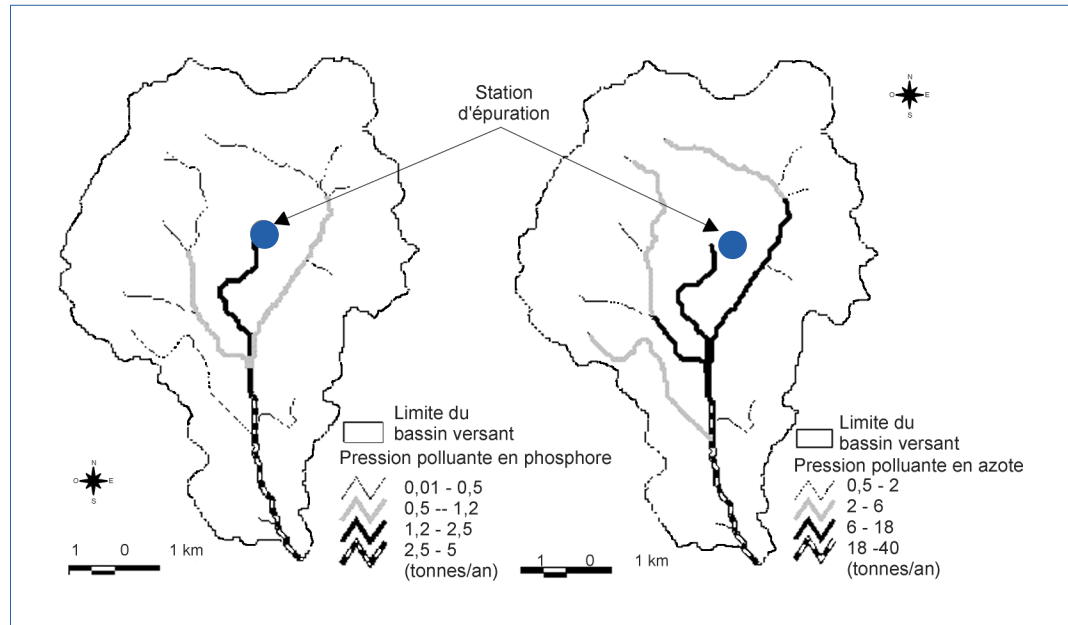


Figure 3 – Segmentation en sous-bassins versants et estimation des flux annuels en azote et en phosphore (kg/an).

Figure 4 – Réseau hydrographique avec l'estimation des flux annuels d'azote et de phosphore (tonnes/an).



la gestion de la qualité des eaux. L'approche de modélisation à l'échelle du bassin versant permet d'intégrer le fonctionnement hydrologique de celui-ci. Cette approche repose sur une architecture fonctionnelle composée d'objets hydrologiques cohérents (sous-bassins versants et biefs de rivières) pour calculer les flux de nutriments.

Nous avons montré qu'à l'échelle annuelle, les résultats obtenus par le modèle étaient du même ordre de grandeur que les résultats expérimentaux. Cette méthode d'estimation fournit une première estimation des flux d'azote et de phosphore produit sur un bassin, à l'échelle annuelle.

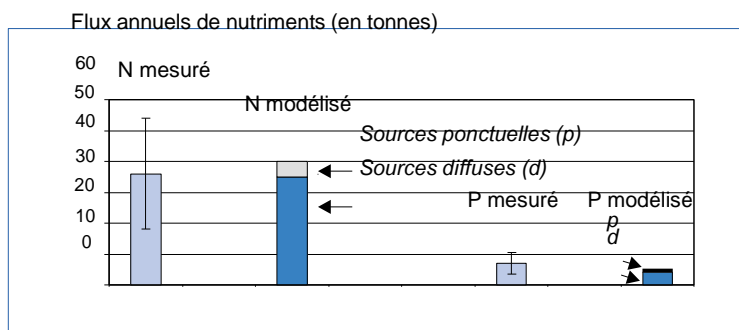
Figure 5 – Comparaison entre les flux annuels de nutriments obtenus par modélisation et par suivi de la qualité de l'eau.

La méthode proposée est par conséquent un outil utile pour la gestion de la qualité des eaux car elle donne les premiers éléments de réponses aux questions : où et en quelles quantités peuvent être produits les flux d'azote et de phosphore sur un bas-

sin ? Les résultats du modèle, comme le montre la figure 3, permettent de hiérarchiser les sous-bassins en fonction de leur production annuelle potentielle en nutriment. Cette classification constitue une aide pour établir des règles de gestion du bassin. De plus, le modèle fournit une classification des biefs de rivières en fonction de la pression polluante annuelle en nutriments. La cartographie de cette pression polluante est une donnée cruciale pour une meilleure gestion des rivières. Enfin, la cartographie constitue une aide pour déterminer sur quels sous-bassins ou biefs de rivières peuvent être menées des études plus approfondies.

Les limites de cette méthode résident dans les différentes hypothèses de travail réalisées lors de la conception de cette méthode. Tout d'abord, l'aléa climatique n'est pas pris en compte et ne permet pas de simuler les différences de flux entre année sèche et année humide. Ensuite, les écoulements de surfaces et sub-surfaces sont considérés comme prédominants par rapport aux phénomènes d'infiltration. En effet, le flux produit sur un sous-bassin versant affecte le bief de rivière associé. De plus, les coefficients spécifiques correspondent à une moyenne nationale (Benetton, 1984) et ne reflètent pas systématiquement les particularités locales. Enfin, un seul point de comparaison entre flux simulés et mesurés est disponible.

Il apparaît donc nécessaire d'étudier la dynamique des flux de polluants à une échelle de temps



plus réduite que l'année. Les résultats de l'étude expérimentale ont en effet montré que 66 % du flux annuel de phosphore et 41 % du flux annuel d'azote étaient produits durant les événements de crue. Or durant les deux années de mesures, ces événements n'ont constitués que 3 % des jours. Ce fonctionnement est lié aux conditions climatologiques extrêmement variables, des orages violents succédant à des phases de sécheresse plus ou moins longues.

Une première piste consiste à distinguer deux périodes : les épisodes pluvieux et les périodes sèches. Pour chacune d'entre-elles, on identifie un flux. La détermination des pressions polluantes ne peut plus être réalisée uniquement sur l'occupation du sol mais doit s'accompagner de la connaissance des calendriers culturaux, des itinéraires techniques et des dates des périodes de pluie. La structure du modèle n'impose pas dans cette première étape de faire évoluer la fonction de

transfert (du sous-bassin au bief) et de la propagation (de bief en bief).

En conclusion, la méthode présentée ici constitue un outil simple d'estimation des flux annuels en nutriments à l'exutoire d'un bassin versant. Elle nécessite cependant une réflexion sur les modes de segmentation du bassin et sur la nomenclature optimale pour décrire l'occupation du sol. Ce travail s'intègre ainsi dans un cadre plus large d'étude de l'effet de la spatialisation de l'information sur l'évaluation des flux de polluants. La validation de l'approche présentée, purement agrégative, implique un protocole d'observation adapté reposant sur des points de mesures intermédiaires dans la rivière. Ces données permettraient de vérifier d'une part la pertinence de la simple accumulation dans le réseau hydrographique et d'autre part, par une approche désagrégative, de fournir des pressions polluantes que l'on pourrait comparer avec les données bibliographiques. r

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier l'IGN (Institut géographique national) pour l'utilisation du MNT issu de la BDAlti® et de la base de données BDCarto®, le conseil général de l'Hérault pour la localisation des sources ponctuelles de pollution, ainsi que SIG L-R pour la mise à disposition de l'information occupation du sol

References bibliographiques :

ABBOTT, M.B., BATHURST, J.C., CUNGE, J.A., O'CONNELL, P.E., RASMUSSEN, P.E., 1986. An introduction to the European hydrological System, Système Hydrologique Européen, «SHE», 1: History and phylosophy of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, vol. 87, p. 45-59.

APHA, AWWA, WEF, 1992, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 18th edition: American Public Health Association, Washington DC.

BENNETON, J.-P., 1984, *Eutrophisation des plans d'eau, Inventaire des principales sources de substances nutritives azotées et phosphorées*, Étude bibliographique, Laboratoire central des ponts et chaussées, 68 p.

BLOSCHL, G., SIVAPALAN, M., 1995. Scales issues in hydrological modelling: a review. *Hydrological Processes*, vol. 9, p. 251-290.

CLUIS, D., 1995. Specifications of a loading model for assessing optimal interventions at the watershed scale. *The International Symposium on Water Quality Modelling, Orlando, Floride, Avril 1995*, ASAE Publication, p. 521-529.

CLUIS, D., MARTZ, L., QUENTIN, E., RECHATIN, C., 1996. Coupling GIS and DEM to classify the Hortonian pathways of non-point sources to the hydrographic network. *HydroGIS'96: Application of Geographic Information Systems in hydrology and water resources management, Vienne, Autriche, avril 1996*, n° 235, IAHS Publication, p. 37-43.

Contrat pour l'étang de Thau, 1997, *Suivi des apports du bassin versant de l'étang de Thau et des échanges avec la mer par les canaux de Sète*, Laboratoire Géofluide-Bassin-Eau, Laboratoire d'Hydrobiologie marine et continentale, Laboratoire de Biogéochimie et Métrologie Physico-Chimique, Université de Montpellier I et II, Montpellier, 175 p.

DOOGE, J. C. I., 1967. The hydrologic cycle as a closed systems. *International Association of Scinetific Hydrology Bulletin*, vol. 13, n° 1, p. 58-68.

FEDRA, K., JAMIESON, D. G., 1996. An object-oriented approach to model integration: a river basin information system example. *HydroGIS'96: Application of Geographic Information Systems in hydrology and water resources management, Vienne, Autriche, avril 1996*, n° 235, IAHS Publication, p. 669-676.

GIRARD, G., LEDOUX, E., VILLENEUVE, J.-P., 1981. Le modèle couplé, simulation des écoulements de surfaces et souterrains sur un système hydrologique. *Cahier ORSTOM, série hydrologie*, vol. XVIII, n° 4, p. 195-279.

- GRAYSON, R.B., MOORE, L.D., MCMAHON, T.A., 1992. Physically based hydrologic modelling 1, A terrain-based model for investigation purposes. *Water Resource Research*, vol. 26, n° 10, p. 2639-2658.
- HAITH, D.A., SHOEMAKER, L.L., 1987. Generalised watershed loading functions for stream flow nutrients. *Water Resources Bulletin*, vol. 23, p. 471-478.
- JACOBSEN, I., CHRISTERNON, M., JONSSON, P., OVERGAARD, G., 1992, *Objet-Oriented Software Engineering: A Use Case Driven Approach*, Addison-Wesley, Wokingham, 524 p.
- JETON, A.E., LARUE-SMITH, J., 1993. Development of watershed models for two Sierra Nevada basins using a geographic information system. *Water resources bulletin*, vol. 29, n° 6, p. 923-932.
- KLEMES, V., 1982, *Empirical and causal models in hydrology, Scientific basis of water-resource management*, National Academy Press, Washington DC, USA, p. 95-104.
- MOORE, I.D., TURNER, A.K., WILSON, J.P., JENSON, S.K., BAND, L.E., 1993, *GIS and land- surface-subsurface process modelling, Environmental modelling with GIS*, Oxford University Press, Oxford, p. 197-230.
- NUCKOLS, J.R., ELLINGTON, D., FAIDI, H., 1996. Addressing the non-point source implications of conjunctive water use with a geographic information system (GIS). *HydroGIS'96: Application of Geographic Information Systems in hydrology and water resources management, Vienne, Autriche, avril 1996*, n° 235, IAHS Publication, p. 341-348.
- RAST, W., LEE, G.F., 1983. Nutrient loading estimates for lakes. *Journal of Environmental Engineering*, n° 109, p. 502-517.
- RODRIGUEZ-ITURBE, I., GUPTA, V.K., 1983. Scale problems in hydrology. *Journal of Hydrology*, vol. 65 (special issue), p. 175-208.
- ROSS, B.B., CONTRACTOR, D., SHANHOLTZ, V.O., 1979. A finite element model of overland and channel flow for assessing the hydrologic impact of landuse change. *Journal of Hydrology*, vol. 41, p. 1-30.
- SCHULTZE, R.E., 1989. ACRU Background, Concepts and Theory. *Report of Water Resource Commission*, n° 154/1/89, Departement of Agricultural Engineering, University of Natal.
- SCHULTZ, G.A., 1993. Application of GIS and remote sensing in hydrology. *HydroGIS'93: Application of Geographic Information Systems in hydrology and water resources management, Vienne, Autriche, avril 1993*, n° 211, IAHS Publication, p. 127-140.
- SINGH, V.P., 1995, *Watershed Modeling, Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resources Publications, Littleton, Colorado, p. 1-22.
- VIEUX, B.-E., 1991. Geographic information systems and non-point source water quality and quantity modelling. *Hydrological Processes*, vol. 5, p. 101-113.
- VILLENEUVE, J.-P., HUBERT, P., MAILHOT, A., ROUSSEAU, A., 1998. La modélisation hydrologique et la gestion de l'eau. *Revue des sciences de l'eau*, n° spécial, p. 19-39.
- VOGES, E., BERMAN, S., 2000. An objet Architecture for Spatiotemporal Systems. *International Workshop on Emerging Technologies for Geo-Based Applications, Ascona, Switzerland, May 22-25*, Database Laboratory, p. 215-232.
- VOLLENWEIDER, R.A., 1968. Scientific fundamentals of stream and lake eutrophisation, with particular reference to nitrogen and phosphorus. *OCDE Tech. Rep., DAF/DST/88*, Paris.
- WOOD, E.F., SIVAPALAN, M., BEVEN, K.J., 1988. Effects of spatial variability and scale with implications to hydrologic modeling. *Journal of Hydrology*, vol. 102, n° 1-4, p. 29-47.