


NN31050.95-17F


stowa

**Recherche sur le problème écologique
posé par les polyelectrolytes
utilisés dans les ERU**



95-17

**Recherche sur le problème écologique
posé par les polyelectrolytes
utilisés dans les ERU**



95-17

Publikaties en het publikatieoverzicht
van de Stowa kunt u uitsluitend
bestellen bij:
Hageman Verpakkers BV
Postbus 281
2700 AC Zoetermeer
tel. 079-3611188
fax 079-3613927
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.



0000 0727 3903

13 SEP. 1995

Table des Matières

	Pag.
RESUME	II
1 INTRODUCTION	1
2 METHODE DE TRAVAIL	3
2.1 Généralités	3
2.2 Données de base	3
2.3 Sélection des polyélectrolytes	4
2.4 Analyse des risques	4
3 RESULTATS	8
3.1 Informations de base	8
3.1.1 Utilisation des polyélectrolytes dans les ERU	8
3.1.2 Composition des polyélectrolytes	10
3.1.3 Comportement physique et chimique dans l'eau et répartition	12
3.1.4 Mesures dans l'effluent et/ou dans l'environnement	14
3.1.5 (Bio)dégradation et bioaccumulation	14
3.1.6 Dilution dans les eaux de surface	16
3.1.7 Toxicité des polyélectrolytes pour les organismes aquatiques	16
3.1.8 Toxicité des produits secondaires pour les organismes aquatiques	21
3.1.9 Aspects de sécurité au cours de la mise en oeuvre	22
3.1.10 Législation concernant les polyélectrolytes	23
3.2 Analyse des risques	24
3.2.1 Analyse des risques des polyélectrolytes cationiques	24
3.2.2 Analyse du risque de deux produits secondaires	26
4 DISCUSSION	29
4.1 Problème écologique	29
4.2 Remarques en rapport avec le calcul des PEC	29
4.3 Remarques en rapport avec la détermination des NEC	30
4.4 Remarques en rapport avec l'analyse du risque des produits secondaires	31
4.5 Aspects de sécurité lors de la mise en oeuvre	31
5 CONCLUSIONS	33
6 REFERENCES	34

ANNEXES

ANNEXE 1 Calcul des concentrations en polyélectrolytes dans l'influent

ANNEXE 2 Aperçu de la toxicité des polyélectrolytes

ANNEXE 3 Adsorption et hydrolyse des polyélectrolytes

ANNEXE 4 Effets sur la santé des produits secondaires

RESUME

Une recherche d'orientation a été effectuée concernant l'éventuel problème écologique posé par les polyélectrolytes utilisés dans des installations d'épuration résiduaires urbaines (ERU). On a étudié la mise en oeuvre, les propriétés et la toxicité des polyélectrolytes et on a réalisé une analyse des risques pour les organismes aquatiques. On a également réalisé une analyse des risques pour deux produits secondaires contenus dans les polyélectrolytes. En outre, on a commenté les aspects de sécurité liés à la mise en oeuvre de polyélectrolytes dans les ERU.

Mise en oeuvre et propriétés des polyélectrolytes

Les polyélectrolytes sont essentiellement utilisés par les gestionnaires de la qualité de l'eau au cours de la déshydratation des boues et, dans une moindre mesure, au cours de l'épaississement des boues, la décantation primaire et la décantation secondaire. On consomme environ 1400t de polyélectrolytes actifs, dont environ 400t sous forme liquide, et 1000t sous forme solide. Les polyélectrolytes contiennent des produits secondaires parmi lesquels de l'acrylamide, des huiles minérales et de l'hydroxypropionitrile. Les polyélectrolytes sont à diviser en trois types: les polyélectrolytes cationiques, non ioniques et anioniques, sur base de la charge de leurs groupes. L'action des polyélectrolytes repose sur la présence de ces groupes chargés. En particulier, les polyélectrolytes cationiques se fixent solidement sur les boues. Au cours du traitement des eaux usées, on n'utilise à l'heure actuelle que des polyélectrolytes cationiques. A l'avenir, on prévoit également la mise en oeuvre de polyélectrolytes anioniques au cours de la décantation primaire.

Toxicité des polyélectrolytes

L'action toxique des polyélectrolytes (cationiques) sur les organismes aquatiques varie en fonction du groupe d'organismes. En ce qui concerne les poissons, l'action est plus mécanique que chimique. Il existe des indications qui montrent que l'échange d'oxygène est influencé, et la balance ionique perturbée par l'adsorption de polyélectrolytes chargés positivement sur la surface chargée des branchies. Les effets sur les crustacés sont dus à la formation de polyélectrolytes agglomérés qui en influencent la mobilité.

Analyse des risques

Une méthode courante pour l'analyse des risques est la comparaison des concentrations des substances dans un secteur de l'environnement (PEC) avec les concentrations maximales dont on ne constate pas d'effet sur les organismes (NEC).

Pour la première évaluation des risques, on part en général d'une situation "dans le pire des cas" et d'un grand nombre d'hypothèses. Si l'on en déduit qu'il peut exister des risques, ceci peut être l'occasion de réaliser une étude plus détaillée pour remplacer les hypothèses par des estimations fondées.

Sur la base des données de quantités consommées de polyélectrolytes, les propriétés des polyélectrolytes et des informations des fabricants, et en utilisant la méthode du modèle SIMPLETREAT, on calcule les concentrations de polyélectrolytes aboutissant dans les eaux de surface. Pour le calcul, on a pris en considération les dosages usuels au niveau de la décantation primaire, dans le circuit des boues et au niveau de la décantation secondaire. On a en outre pris des hypothèses d'adsorption, d'hydrolyse, de biodégradation, de fixation des polyélectrolytes par les acides humiques et le facteur de dilution des eaux de surface qui reçoivent les polyélectrolytes.

Sur la base des données de toxicité des polyélectrolytes, on a ensuite déterminé une concentration dont on n'attend pas qu'elle ait des effets sur les organismes aquatiques (NEC).

On a pris en considération le polyélectrolyte le plus toxique dans le groupe de polyélectrolytes utilisés par les gestionnaires de la qualité de l'eau. La NEC qui a été déduite est basée sur un ensemble limité de données et est de 1,2 $\mu\text{g/l}$ (Tableau a).

Partant d'un facteur de dilution lors de l'arrivée dans les eaux de surface de 5 respectivement de 32 et d'une diminution de la concentration suite à une réaction entre les polyélectrolytes et l'acide humique d'un facteur 15, on calcule des concentrations en polyélectrolytes dans les eaux de surface.

Les concentrations (PEC) sont calculées pour des systèmes à forte charge et à faible charge et sont reprises dans le Tableau a.

En comparant les concentrations calculées dans les eaux de surface (PEC) à la NEC déterminée, il s'avère que le rapport PEC/NEC est, dans tous les cas, inférieur à 1 (tableau a). Lors d'une utilisation en continue de polyélectrolytes dans des petites ERU qui se déversent dans des petits cours d'eau, le rapport PEC/NEC peut atteindre des valeurs $>$ à 0,1. Cette valeur peut être interprétée comme un faible risque écologique. On recommande d'éviter un surdosage en polyélectrolytes au niveau de la décantation primaire et de la décantation secondaire.

Tableau a PEC, NEC et rapport PEC/NEC pour les polyélectrolytes

Endroit du dosage	PEC ($\mu\text{g/l}$)	NEC ($\mu\text{g/l}$)	PEC/NEC (-)
Décantation primaire	0,04 - 0,48	1,2	0,03 - 0,4
Circuit des boues	0,01 - 0,13	1,2	0,01 - 0,11
Décantation secondaire	0,05	1,2	0,09 - 0,56

Tant pour le calcul de la PEC que pour la déduction de la NEC, certaines remarques doivent être émises. Les hypothèses et les points de départ pris en considération ainsi que les données fournies par les fabricants de polyélectrolytes peuvent conduire à une surévaluation ou une sous-évaluation du risque. Des données mesurées pour les concentrations dans les eaux de surface qui reçoivent les polyélectrolytes peuvent augmenter la précision de l'évaluation du risque.

Aspects de sécurité lors de la mise en oeuvre

Le risque qui apparaît lors de la mise en oeuvre des polyélectrolytes dépend de l'état dans lequel ceux-ci sont utilisés (liquide, granuleux, poudre, pellets) et de la technique de dosage. Une exposition aux polyélectrolytes liquides peut provoquer une irritation de la peau, mais ce problème est peu fréquent. Il arrive régulièrement qu'une exposition aux polyélectrolytes pulvérulents se produise lors de l'ouverture et du remplacement des emballages et du dépannage des installations de dosage. Ces opérations ne provoquent pas d'irritation due à une réaction chimique. Par contre, une irritation mécanique des voies respiratoires, due aux poussières, peut apparaître. L'exposition est faible lorsqu'on utilise le produit à l'état de granules ou de pellets. L'acrylamide, produit secondaire, ainsi que probablement quelques autres produits secondaires peuvent présenter un risque lors de la mise en oeuvre de polyélectrolytes car ils peuvent être cancérigènes pour l'homme. Les risques d'exposition peuvent être réduits grâce à l'utilisation d'installations de dosage fermées et celle de polyélectrolytes liquides, granuleux ou à l'état de pellets.

Le port de gants, de lunettes de sécurité et de masques anti-poussière pendant l'ouverture et le remplacement des emballages et le dépannage doit être rendu obligatoire.

Une analyse des risques effectuée pour deux produits secondaires contenus dans les polyélectrolytes montre que leur présence lors d'un dosage au niveau de la décantation secondaire et lors du déversement dans de petits cours d'eau entraîne un risque pour les organismes aquatiques ($PEC/NEC = 1,86$). Il est à noter que dans les calculs, on est parti d'un scénario relevant du "pire des cas" et d'évaluations de la teneur en produits secondaires dans les polyélectrolytes indiquée par les fabricants de polyélectrolytes.

INTRODUCTION

Une application importante des polyélectrolytes aux Pays-Bas est leur utilisation au cours de la préparation de l'eau potable et de l'épuration d'eaux résiduaires industrielles et des eaux d'égout. Dans les installations d'épuration résiduaires urbaines (ERU), les polyélectrolytes sont essentiellement utilisés pour l'amélioration du processus de déshydratation des boues et pour l'augmentation du taux de matières sèches. Ils sont également utilisés, mais dans une moindre mesure, au niveau de la décantation primaire et la décantation secondaire dans des installations d'épuration des eaux d'égout, pour éviter le lessivage des boues ou pour améliorer la décantation primaire.

Les polyélectrolytes utilisés dans le processus d'épuration servent à améliorer la séparation boues/eau. En effet, les particules (positivement) chargées des polyélectrolytes fixent les particules (souvent négativement) chargées des boues, provoquant ainsi une agglomération des particules de boue.

Les polyélectrolytes passent dans les boues épurées ainsi que dans les eaux épurées. Par adsorption, ils passent essentiellement dans les boues. Les boues épurées (boues de surplus) sont mises en décharge après séchage, compostage ou incinération. Elles sont également utilisées, mais de moins en moins, en agriculture. La quantité de polyélectrolytes qui passe dans la phase aqueuse n'est pas connue.

Des pays comme l'Allemagne et les Etats-Unis s'interrogent sur le problème écologique éventuel posé par les polyélectrolytes et estiment qu'il faudrait s'intéresser aux éventuels effets nuisibles sur l'environnement des polyélectrolytes et des produits secondaires.

Le but de la présente étude est de vérifier le problème écologique posé par les polyélectrolytes aux Pays-Bas. Cette recherche ne prend pas en considération l'utilisation des polyélectrolytes dans des applications autres que celle de l'épuration des eaux d'égouts communaux, par exemple l'épuration des eaux résiduaires industrielles et la préparation d'eau potable. En outre, l'étude est limitée au problème écologique posé par les polyélectrolytes dans la phase aqueuse. Les points suivants sont étudiés:

- utilisation dans les ERU;
- composition;
- comportement physique et chimique dans l'eau et la répartition entre l'eau et les boues;
- (bio)dégradation et bioaccumulation;
- mesures dans l'effluent et/ou dans l'environnement;
- effets sur les organismes aquatiques;
- aspects de sécurité lors de la mise en oeuvre;
- législation.

Le problème écologique posé par les polyélectrolytes est évalué sur base de l'utilisation, du comportement dans les ERU, de la concentration dans les eaux de surface et de la toxicité.

Le chapitre 2 de ce rapport explique la méthode de travail appliquée dans cette recherche. On y décrit comment ont été obtenues les données sur l'utilisation des polyélectrolytes et comment l'évaluation du problème écologique a pu se faire.

Le chapitre 3 reprend les données de base rassemblées sur les polyélectrolytes. On y décrit également l'analyse des risques qui est à la base de l'estimation du problème écologique. Les chapitres 4 et 5 sont consacrés à la discussion et aux conclusions. Enfin, le chapitre 6 reprend les références bibliographiques.

2 METHODE DE TRAVAIL

2.1 Généralités

Pour déterminer le problème écologique posé par les polyélectrolytes passant dans la phase aqueuse d'une ERU et qui arrivent donc dans les eaux de surface, on a rassemblé des données concernant:

- l'utilisation dans les ERU;
- la composition;
- le comportement physique et chimique dans l'eau et la répartition entre l'eau et les boues;
- la (bio)dégradation et la bioaccumulation;
- des mesures dans l'effluent et/ou dans l'environnement;
- les effets sur les organismes aquatiques;
- les aspects de sécurité lors de la mise en oeuvre;
- la législation.

On a sélectionné un certain nombre de polyélectrolytes utilisés par les gestionnaires de la qualité de l'eau pour les examiner plus en détail. Les données de base rassemblées sont utilisées pour réaliser une analyse des risques des polyélectrolytes sélectionnés en ce qui concerne les organismes aquatiques. Les résultats de cette analyse des risques sont utilisés pour émettre une opinion sur le problème écologique posé par les polyélectrolytes.

2.2 Données de base

Utilisation des polyélectrolytes dans les ERU

On a obtenu un aperçu de l'utilisation des polyélectrolytes dans les ERU en s'informant sur l'utilisation actuelle des polyélectrolytes et celle qu'on prévoit pour l'avenir. A l'aide d'une enquête réalisée auprès de 10 principaux gestionnaires de la qualité de l'eau, on a obtenu des informations sur la consommation, les lieux de mise en oeuvre, les dosages utilisés et les aspects de sécurité au cours de la mise en oeuvre.

Autres informations

Les autres informations ont été récoltées de la façon suivante:

- par des recherches on-line dans les banques de données telles que ORBITS-NTIS, ORBIT-Aqualine et AQUATOX (BKH, 1992);
- par la consultation de manuels;
- par une série de questions concernant les polyélectrolytes les plus vendus aux gestionnaires de la qualité de l'eau, adressée à 7 fournisseurs de polyélectrolytes;
- en consultant quelques organisations étrangères, telles que:
 - . "The Water Services Association of England and Wales" en Grande-Bretagne;
 - . "Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft" en Suisse;
 - . "Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen" en Allemagne;
 - . "Institut für Wasser, Boden und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamt" en Allemagne;
 - . "Agence de l'eau Rhin-Meuse" en France;
 - . "Danish Environmental Protection Agency" au Danemark.

2.3 Sélection des polyélectrolytes

Sur base des données rassemblées sur l'utilisation des polyélectrolytes par les gestionnaires de la qualité de l'eau, on a sélectionné 13 polyélectrolytes pour l'analyse des risques. On a choisi:

- un polyélectrolyte cationique liquide et un polyélectrolyte cationique solide provenant de chacun des 5 principaux fournisseurs de polyélectrolytes, et qui sont les polyélectrolytes les plus utilisés par les gestionnaires de la qualité de l'eau, parmi lesquels le polyélectrolyte le plus toxique utilisé dans les ERU;
- un polyélectrolyte anionique liquide et un polyélectrolyte anionique solide, qui sera probablement utilisé dans l'avenir au cours de la décantation primaire.

Des renseignements complémentaires concernant les polyélectrolytes sélectionnés ont été demandés aux 5 principaux fournisseurs de polyélectrolytes. Ces informations sont confidentielles et sont donc reprises de manière codée dans les résultats. Les données non codées reprises dans cette étude proviennent de la littérature accessible au public.

2.4 Analyse des risques

Pour l'analyse du risque, on compare les concentrations auxquelles sont soumis les organismes aquatiques (PEC: Predicted Environmental Concentration - concentration prévue dans l'environnement) aux concentrations maximales auxquelles n'apparaissent pas d'effets (NEC: No Effect Concentration - concentration sans effet). Lorsque la PEC est supérieure à la NEC ($PEC/NEC > 1$), des effets peuvent apparaître et on peut parler de risque. Lorsque le rapport PEC/NEC est $> 0,1$, on peut parler d'un faible risque écotoxicologique. Lorsque le rapport PEC/NEC est $< 0,1$, le risque est négligeable. L'analyse du risque est effectuée pour les polyélectrolytes sélectionnés et pour deux produits secondaires contenus dans les polyélectrolytes, à savoir l'acrylamide et l'hydroxypropionitrile.

Pour l'analyse du risque, on est parti d'un dosage de polyélectrolytes dans les ERU aux endroits suivants:

- décantation primaire
- circuit des boues: épaissement des boues
déshydratation des boues
- décantation secondaire.

Détermination de la PEC

Pour déterminer la concentration à laquelle sont soumis les organismes aquatiques, la PEC, on utilise la méthode du modèle SIMPLETREAT mis au point par le RIVM, également utilisé pour "de Uniforme Beoordeling van Stoffen" (UBS - Evaluation Uniforme des Substances) dans le cadre de la "Stoffenwetgeving" (Législation sur les substances - Struijs et al., 1991). Dans ce modèle, on ne prend toutefois en considération que les concentrations dans l'influent. Les charges des boues et les temps de séjour des boues ne peuvent pas varier dans ce modèle. L'hydrolyse ne peut pas davantage être prise en considération.

Les concentrations en polyélectrolytes et en produits secondaires dans l'influent et dans l'effluent sont par conséquent calculées manuellement selon l'annexe 1 et la formule ci-dessous. Pour les produits secondaires, on estime que les polyélectrolytes contiennent 0,1% d'acrylamide et 0,05% d'hydroxypropionitrile.

Pour le calcul de la PEC, on part des hypothèses suivantes:

- une adsorption selon un isotherme d'adsorption mesuré (annexe 3);
- pas d'adsorption des produits secondaires sur les boues;
- pas de dégradation des polyélectrolytes ou des produits secondaires dans l'ERU;
- l'hydrolyse des liaisons ester dans les polyélectrolytes (annexe 3);
- une concentration dans l'influent de:
 - . 0,2 mg/l pour un dosage au niveau du circuit des boues (annexe 1);
 - . 1 mg/l pour un dosage au niveau de la décantation primaire;
- un temps de séjour hydraulique dans le réservoir d'aération de 10 à 32 heures pour des systèmes respectivement fortement et faiblement chargés;
- une quantité d'eau par équivalent-habitant de 150 l/jour;
- une quantité de boues primaires par équivalent-habitant de 40 g/jour;
- une quantité de boues secondaires par équivalent-habitant de 13 g/jour.

La concentration dans l'effluent lors d'un dosage au niveau de la décantation primaire et du circuit des boues est calculée comme suit:

$$C_e = C_a * (1-f_1) * (1-f_2) * (1-f_3)$$

C_e = concentration dans l'effluent

C_a = concentration dans l'influent

f_1 = adsorption sur les boues primaires

f_2 = adsorption sur les boues secondaires

f_3 = hydrolyse

Le tableau 1 reprend, pour des dosages au niveau de la décantation primaire et du circuit des boues, les valeurs $f_1 - f_3$. Ces valeurs sont calculées dans l'annexe 3.

Tableau 1 L'adsorption de boues primaires (f_1), de boues secondaires (f_2) et hydrolyse (f_3) lors d'un dosage au niveau de la décantation primaire, et circuit des boues pour des boues fortement et faiblement chargées.

Endroit du dosage	Charge	Adsorption f_1 (boue primaire)	Adsorption f_2 (boue second.)	Hydrolyse f_3
Décantation primaire	faible	0,75	0,60	0,83
Décantation primaire	élevée	0,75	0,70	0,52
Circuit des boues	faible	0,83	0,50	0,83
Circuit des boues	élevée	0,83	0,60	0,52

La concentration dans l'effluent lors du dosage de polyélectrolytes au niveau de la décantation secondaire est déterminée à l'aide de l'isotherme d'adsorption de l'annexe 3 à un dosage de 1 mg/g de MS. On suppose que l'hydrolyse au cours de cette étape est négligeable.

La concentration dans les eaux de surface sur 1000m de déversement d'effluent est calculée de la façon suivante:

- en appliquant un taux de dilution de l'effluent dans l'eau de la rivière, exprimée en percentiles de la quantité d'équivalents-habitant traitée:
 - . 5 percentiles, facteur de dilution 5;
 - . 50 percentiles, facteur de dilution 32 (de Greef et de Nijs, 1990, W&M, 1991)
- en partant d'une réaction entre le polymère cationique et l'acide humique dans l'eau de la rivière. A une teneur de 5 mg d'acide humique par litre, on obtient une diminution de la concentration d'un facteur 15.

La concentration calculée dans les eaux de surface est égale à la concentration à laquelle sont soumis les organismes aquatiques (PEC).

Détermination de la NEC

Pour la détermination des concentrations maximales auxquelles il n'y a pas d'apparition d'effets, la NEC, on utilise les données de toxicité sur les polyélectrolytes sélectionnés obtenues auprès des 5 principaux fournisseurs de polyélectrolytes.

La NEC est déduite des $CL(E)C_{50}$ ou CSEO. La $CL(E)C_{50}$ est la concentration à laquelle 50% des animaux meurent après une exposition (L = léthal) ou la concentration à laquelle 50% des animaux présentent un effet (E = effet). La CSEO (No Observed Effect Concentration) est la concentration à laquelle les animaux exposés ne subissent aucun effet. Lorsqu'on transpose un effet sur un animal à un effet sur l'écosystème, la diversité des espèces est décisive. Lorsqu'on dispose de suffisamment de données pour différentes espèces, la sensibilité divergente peut être calculée statistiquement. La concentration dans l'écosystème, à laquelle il n'y a pas d'apparition d'effets (NEC) est déduite du taux de risque maximal autorisé (TMA). Le TMA pour l'écosystème aquatique est défini aux Pays-Bas comme étant la concentration à laquelle 95% de toutes les espèces de l'écosystème aquatique sont protégées.

La détermination du TMA est décrite dans Slooff et al. (1992). La méthode dépend du nombre et du type de données de toxicité. Si l'on dispose d'au moins 4 CSEO chroniques pour les algues, les daphnies et les poissons, on utilise la méthode statistique. Si l'on dispose de moins de données, on applique un facteur d'extrapolation à la valeur la plus basse. Le tableau 2 indique les valeurs d'extrapolation utilisées.

Tableau 2 Facteurs appliqués lors de la détermination d'une NEC pour les organismes aquatiques (Slooff et al., AECD 1995)

Données toxicologiques disponibles	Facteur d'extrapolation
a Valeur aiguë la plus basse CL(E)C ₅₀ ²⁾ ou évaluation QSAR ¹⁾ de la toxicité aiguë	1000
b Valeur aiguë la plus basse CL(E)C ₅₀ ²⁾ ou évaluation QSAR ¹⁾ , au moins pour les algues, les crustacés et les poissons	100 ³⁾
c Valeur chronique la plus basse CSEO ²⁾ ou évaluation QSAR ¹⁾ , au moins pour les algues, les crustacés et les poissons	10 ³⁾

- 1) QSAR signifie Quantitive Structure Activity Relationship. La toxicité d'une substance est calculée sur base de sa structure chimique.
- 2) Toxicité chronique: pendant tout le cycle de vie ou une grande partie de celui-ci. La durée des essais est en général supérieure à 96 heures.
Toxicité aiguë: pendant une durée relativement courte du cycle de vie. La durée des essais est en général inférieure à 96 heures.
- 3) On choisit la valeur la plus basse entre b et c lorsqu'on dispose de moins de trois valeurs chroniques CSEO.

Parmi les NEC déterminées, on choisit la plus basse pour l'analyse des risques.

3 RESULTATS

3.1 Informations de base

3.1.1 Utilisation des polyélectrolytes dans les ERU

Les gestionnaires de la qualité de l'eau aux Pays-Bas consomment environ 1400t de polyélectrolytes actifs par an (1993). De cette quantité annuelle, 366t sont sous forme liquide. L'excédent, environ 1000 t/an, est sous forme solide, essentiellement sous forme de pellets. Au cours de l'épuration des eaux résiduaires ménagères, on n'utilise que des polyélectrolytes cationiques, constitués par des polyacrylamides (cr. § 3.1.2). Les 10 principaux gestionnaires de la qualité de l'eau utilisent 55 produits différents, achetés auprès de 8 fournisseurs différents. Pour 39 produits/an alors que pour 4 autres produits, la quantité annuelle est supérieure à 100t/an. Le tableau 3 reprend la consommation annuelle de polyélectrolytes par les gestionnaires de la qualité de l'eau.

Les polyélectrolytes sont essentiellement utilisés lors de la déshydratation des boues à l'aide de centrifugeuses, de filtres-presses à bandes et de filtres-presses à plateaux. On les utilise également, mais dans une moindre mesure, pour l'épaississement, la décantation primaire et la décantation secondaire (Tableau 3). On ne les utilise lors de la décantation secondaire que lorsqu'il y a une arrivée d'eaux de pluie, qui lessivent les boues. Dans la moitié des ERU où l'on utilise des polyélectrolytes au cours de la décantation primaire pendant une arrivée d'eaux de pluie, la capacité de décantation secondaire augmentera. Dans l'avenir, la consommation de polyélectrolytes au cours de la décantation secondaire sera par conséquent réduite. Le tableau 3 reprend également la consommation des polyélectrolytes prévue pour les 5 prochaines années.

Tableau 3 Consommation actuelle et prévue par les gestionnaires de la qualité de l'eau aux Pays-Bas en polyélectrolytes

Lieu de dosage	Consommation actuelle (T de p.e. actifs/an)	Consommation prévue (T de p.e. actifs/an)
Décantation primaire	9	300
Epaississement des boues	80	600
Déshydratation des boues	1300	2000
Décantation secondaire	11	6

L'augmentation prévue de la consommation de polyélectrolytes au cours de la décantation primaire, de l'épaississement et de la déshydratation des boues est due aux facteurs suivants:

- à l'utilisation d'autres techniques de déshydratation:
 - . centrifugeuses au lieu de filtres à bandes;
 - . épaississement direct des boues;
- à la mise en oeuvre de la décantation primaire;
- à l'augmentation de la production des boues, due:
 - . à l'augmentation de la déphosphatation chimique;
 - . à l'augmentation de la charge de pollutions.

Pour la décantation primaire, on utilisera à l'avenir également des polyélectrolytes anioniques.

Les dosages moyens utilisés de polyélectrolytes varient fortement d'une station d'épuration à une autre. Les dosages dépendent de l'endroit du dosage, de la composition des boues, du pourcentage de polyélectrolytes actifs dans le produit et de la solubilité du produit dans l'eau. La variation du dosage moyen en fonction de l'endroit est reprise dans le tableau 4.

Tableau 4 Variation du dosage moyen en fonction de l'endroit du dosage

Endroit du dosage	Dosage moyen de polyélectrolytes actifs (g/kg MS)
Décantation primaire	1 (g m ³)
Epaississement des boues	
Epaississement par flottation	1.5 - 2.5
Epaississement par filtre à bande	3.7 - 7.0
Epaississement par gravitation	0.5 - 2.2
Epaississement par centrifugeuse	2.2
Déshydratation des boues	
Filtre-presse à bande	2.7 - 7.0
Centrifugeuse	1.3 - 23
Filtre-presse à plateaux	5.4
Décantation secondaire	0.9

Les dosages maximums ne sont généralement pas connus des gestionnaires, mais sont estimés à 130 % du dosage moyen.

Les polyélectrolytes sont dosés à partir d'une conduite d'alimentation sous forme d'une solution fortement diluée (0,1 à 1%). La pratique montre que pour un dosage précis, l'opérateur doit régler manuellement le système de dosage, et ce une à plusieurs fois par jour. Il existe actuellement un appareillage de mesure et de régulation qui permet de maintenir un dosage déterminé. Il reste toutefois nécessaire de pratiquer un dosage journalier. Etant donné les coûts liés à la consommation de polyélectrolytes, on évite le surdosage au maximum. On tend également vers la plus haute déshydratation possible de la boue, à l'aide de polyélectrolytes, à cause des prix élevés de mise en décharge. On évalue le coût de la consommation de polyélectrolytes et de la mise en décharge des boues l'un par rapport à l'autre.

Le choix des polyélectrolytes par les gestionnaires de la qualité de l'eau est déterminé par:

- le prix;
- le pourcentage de matières sèches obtenu;
- le service offert par le fournisseur;
- la facilité d'utilisation;
- le rendement de séparation.

Lorsque plusieurs polyélectrolytes conviennent à peu près aussi bien les uns que les autres, on prendra en considération des aspects tels que l'environnement et la sécurité.

La Suisse, le Danemark, l'Angleterre et la France ne procèdent pas à des études sur le problème écologique posé par les polyélectrolytes. En Allemagne, les polyélectrolytes sont classés par la "Kommission für Wassergefährdende Stoffen" et une étude a été réalisée avec des polyélectrolytes marqués au ^{14}C .

3.1.2 Composition des polyélectrolytes

Les polyélectrolytes sont constitués par des chaînes de monomères qui contiennent un groupe chargé. Le caractère cationique, non-ionique ou anionique du polyélectrolyte est déterminé par la charge de ce groupe. A l'heure actuelle, les gestionnaires de la qualité de l'eau aux Pays-Bas n'utilisent que des polyélectrolytes cationiques, constitués de polyacrylamides. Les polyacrylamides ne comportent pas de restes chargés (cf. fig. 1). Pour charger un polyacrylamide positivement ou négativement, il faut incorporer une autre substance dans le polymère (copolymérisation) ou fixer un reste chimique sur une chaîne latérale du polyacrylamide.

Dans l'avenir, les gestionnaires prévoient également d'utiliser des polyacrylamides anioniques pour la décantation primaire. La fig. 2 présente la structure chimique d'un polyacrylamide anionique.

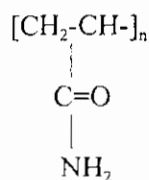


Fig. 1 Un polyacrylamide sans groupe ionique

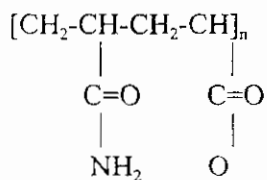


Fig. 2 Un polyacrylamide anionique

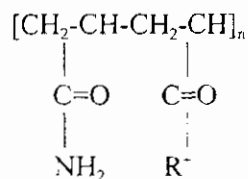


Fig. 3 Un polyélectrolyte cationique constitué d'un copolymère d'acrylamide et d'un dérivé d'acide acrylique

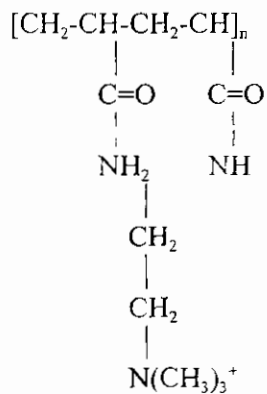


Fig. 4 Un polyélectrolyte cationique constitué d'un copolymère d'acrylamide et d'un dérivé quaternaire de l'acide acrylique

Les gestionnaires utilisent deux types de polyacrylamides cationiques:

- un copolymère d'acrylamide et un dérivé de l'acide acrylique (fig. 3). L'acide acrylique incorporé peut également être quaternisé au préalable (fig. 4). La proportion d'acide acrylique dans le polymère détermine la valeur de la charge cationique;
- un polyacrylamide cationique aminométhylé formé par la réaction de Mannich à partir d'un polyacrylamide avec du formaldéhyde et de la diméthylamine, et qui est ensuite quaternisé (fig. 5).

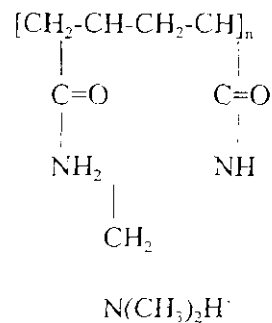


Fig. 5 Polyacrylamide aminométhylé cationique quaternaire

La proportion de polymère dans le polyélectrolyte n'est généralement pas mentionnée par les fabricants. Selon un fabricant, cette proportion varie, pour des polyélectrolytes solides, entre 80 et 100% et, pour des polyélectrolytes liquides, entre 30 et 50%.

Les produits secondaires éventuels contenus dans les polyélectrolytes sont: des matières premières (résiduelles), des additifs et des produits secondaires formés au cours de la fabrication.

Matières premières

On utilise comme matières premières, tant pour les polyélectrolytes solides que pour les liquides:

- de l'acrylamide (dans lequel on trouve de l'hydroxypropionitrile comme impureté)
- un dérivé de l'acide acrylique
- de l'isobutyronitrile, du sulfite de bromate ou du nitrilotripropionamide persulfaté (initiateur) (Morris, 1991).

Pour les polyacrylamides quaternaires, on utilise en outre:

- du formaldéhyde
- de la diméthylamine
- du chlorure de méthyle
- du méthacrylate de n-butyle, de l'acrylonitrile et du méthacrylate de méthyle (Goppers, 1976).

La concentration de ces produits dans le produit fini dépend fortement du procédé de production (Morris, 1991). Selon les fournisseurs, les polyélectrolytes contiennent au maximum 0,1% d'acrylamide. Mallevalle (1984) a mesuré dans un polyacrylamide anionique (solide) une teneur de 0,03% d'acrylamide et 0,05% d'hydroxypropionitrile.

On n'a pas pu détecter la présence d'isobutyronitrile (< 30 mg/kg). Dans un polyacrylamide cationique quaternaire liquide, Goppers (1976) a détecté trois autres substances qui sont probablement utilisées comme matières premières. Il s'agit de méthacrylate de n-butyle, d'acrylonitrile et de méthacrylate de méthyle.

Au cours de la fabrication de polyélectrolytes liquides, la polymérisation est réalisée dans une émulsion eau dans huile.

Selon les fournisseurs, cette émulsion d'huile est constituée par de l'huile minérale, un hydrocarbure paraffinique ou un distillat de pétrole. La proportion d'huile dans un polyélectrolyte liquide dépend du taux de déshydratation du produit et est comprise entre 32 et 49 %. La phase aqueuse est émulsionnée dans la phase huileuse à l'aide d'émulsifiants tels que par exemple du mono-oléate de sorbitane (Thomas, 1991). Les fournisseurs n'ont donné aucune indication concernant les émulsifiants présents. Un seul d'entre eux a déclaré que les polyélectrolytes liquides contiennent entre 2 et 3% d'émulsifiants.

Additifs

Les additifs varient en fonction des polyélectrolytes. On ajoute souvent des agents de stabilisation aux polyélectrolytes pour réduire au minimum la dégradation du polymère (Morris 1991). Un fournisseur a indiqué qu'on ajoute 3 à 4% d'acide adipique à un polyélectrolyte solide. Aux polyélectrolytes liquides, on ajoute en général des substances qui stabilisent l'émulsion (Morris 1991). Un autre fournisseur a indiqué qu'on ajoute entre 0 et 4% d'agent de stabilisation à un polyélectrolyte liquide.

Produits secondaires, formés au cours du procédé de fabrication

Pour que la concentration en acrylamide dans le produit fini reste basse, on ajoute parfois des substances qui réagissent avec l'acrylamide pour former un dérivé saturé qu'on suppose moins toxique (Morris, 1991). On n'a pas trouvé d'autres informations concernant les produits secondaires formés au cours du processus de fabrication.

3.1.3 Comportement physique et chimique dans l'eau et répartition entre l'eau et les boues

Les polyélectrolytes cationiques

Les polyélectrolytes cationiques utilisés dans le processus d'épuration servent à améliorer la séparation boues/eau, grâce à la liaison ionogène irréversible réalisée entre les restes positivement chargés des polyélectrolytes et les charges négatives des boues. Cet effet de pont des polyélectrolytes provoque une floculation. Il arrive que des polyélectrolytes parviennent dans la phase aqueuse lorsque les charges négatives des boues sont occupées (surdosage) ou lorsque le mélange des polyélectrolytes avec les boues est insuffisant

Les expériences suivantes décrivent le comportement des polyélectrolytes cationiques:

- Gehr (1982) a réalisé des essais de flottation de boues activées avec trois polyacrylamides cationiques différents et n'a pas pu mettre en évidence la présence de polyélectrolytes dans la phase aqueuse, à un dosage allant jusqu'à 1g de polyélectrolytes/kg de MS. Dans les essais, la capacité maximale d'adsorption de la boue active varie entre 2 et 10 g de polyélectrolytes/kg de MS. Le profil de l'adsorption est décrite par l'équation de Langmuir.
- Par un essai à la bentonite, on a pu mettre en évidence la présence de polyélectrolytes dans le filtrat provenant de l'étape de déshydratation des boues à un dosage supérieur à 7,5 g/kg de MS et à une concentration en polyélectrolytes de 10 mg/l. L'essai a été réalisé à un temps de conditionnement (temps de mélange) court. En augmentant le temps de conditionnement, on ne trouve généralement plus de polyélectrolytes dans le filtrat. En pratique, à un dosage normal, on trouve environ 10 à 20 mg de polyélectrolytes/l dans l'eau infiltrante de la zone de pré-épaississement (STOWA, 1982).
- Après un dosage unique d'un polyacrylamide cationique Schumann (1991) a trouvé 98% d'adsorption de boues activées. Suite à un dosage comparable, mais en continue, il a trouvé une adsorption de 81%. Suite à un dosage en continue de polyélectrolytes cationiques dans la décantation secondaire, il a constaté un surdosage après un certain temps. Après avoir arrêté le dosage, les boues contiennent encore des polyélectrolytes pendant environ 14 jours. Ceci signifie que les boues activées se chargent lentement.

Les polyélectrolytes anioniques

Les polyélectrolytes anioniques adsorbent mal sur les boues primaires ainsi que sur les boues activées. Schumann (1991) a mis en évidence une adsorption de 4% et de 12% lors d'un dosage en continue et d'un dosage unique. Les polyélectrolytes anioniques adsorbent bien sur des restes cationiques qui peuvent se former après la précipitation des phosphates avec du fer, de l'aluminium ou de la chaux. Au cours d'une précipitation et d'une décantation primaire simultanée des phosphates, on peut par conséquent former une liaison avec des polyélectrolytes anioniques.

Les polyélectrolytes non ioniques

On ne dispose d'aucune information sur le comportement des polyélectrolytes non ioniques.

Produits secondaires

L'acrylamide n'adsorbe pas sur les boues primaires ni actives (Mallevalle, 1984).

La fraction d'huile dans les polyélectrolytes liquides s'adsorbe sur les boues primaires ainsi que sur les boues activées. Les expériences réalisées par l'un des fournisseurs, avec une introduction en batch de polyélectrolytes liquides dans des boues activées, ont mis en évidence une adsorption de plus de 99,9% de la fraction huileuse sur les boues. De même, après le lavage des boues, on n'a pas détecté d'huile dans l'éluat. On peut donc dire qu'il s'agit ici également d'une liaison irréversible. En pratique, on peut toutefois voir, lors d'un surdosage, qu'il est possible que de l'huile parvienne à passer dans le filtrat car celui-ci devient blanc.

On n'a pas d'informations concernant le comportement dans l'eau et dans les boues des autres produits secondaires.

3.1.4 Mesures dans l'effluent et/ou dans l'environnement

On n'a pas pu obtenir d'informations concernant les concentrations des polyélectrolytes dans l'effluent des ERU ou dans les eaux de surface dans lesquelles il se déverse. On ne dispose actuellement pas de techniques appropriées d'analyse des polyélectrolytes contenus dans l'effluent.

Par contre, on a analysé l'effluent des ERU pour mettre en évidence la présence de polyacrylamide. Dans les ERU où il n'y a pas de source externe connue d'acrylamide, l'effluent contient entre 0 et 0,017 mg/l d'acrylamide. Dans l'effluent des ERU présentant une source connue d'acrylamide (1 mg/l dans l'influent), on a mesuré une concentration comprise entre 0,05 et 0,2 mg/l d'acrylamide (BUA, 1992).

3.1.5 (Bio)dégradation et bioaccumulation

Les polyélectrolytes

Les polyélectrolytes constitués de polyacrylamide sont en général difficilement dégradables par voie biologique. Les longues chaînes de polymère peuvent toutefois être dégradées.

Lors de la dégradation des chaînes, on peut distinguer deux étapes:

- 1 la dégradation des chaînes latérales;
- 2 la dégradation des chaînes principales.

ad 1 Les polyélectrolytes constitués par de l'acrylamide et de l'acide acrylique sont transformés en 24 à 48 heures en un polymère anionique par hydrolyse de la liaison ester, en libérant de la choline. La choline est biodégradable, mais le polyacrylamide anionique ne l'est pas (Schumann, 1991).

Selon les indications du fabricant, les polyélectrolytes cationiques à base de polyacrylamide et d'un copolymère de polyacrylate sont très sensibles à l'hydrolyse. A un pH neutre et une température de 15 °C, la demi-durée de l'hydrolyse est d'environ 2 heures (SNF, 1995). Une hydrolyse de premier ordre n'est atteinte qu'à partir de 8 heures. Seuls des polyélectrolytes présentant une liaison ester sont rapidement dégradés par une hydrolyse. Selon Marroni (1995), 80% des polyélectrolytes utilisés dans les ERU au cours de la déshydratation des boues sont de ce type.

Les chaînes latérales des polyélectrolytes constitués par un copolymère de sels d'acrylate quaternaires et d'acrylamide ne sont pas scindées.

ad 2 La chaîne principale d'un polymère peut être scindée par des forces de cisaillement, dues à forte agitation et pompage, ozonisation et biodégradation. Lors de la dégradation de polyacrylamide, on obtient essentiellement des oligomères et pas d'acrylamide (Gehr, 1990; Soponkanaporn, 1989).

On peut mettre en évidence la mauvaise biodégradation des polyélectrolytes et la division des chaînes de polymères grâce aux expériences suivantes:

- au cours d'essais avec du polyacrylamide marqué au ^{14}C , on n'a pas pu mettre en évidence de biodégradation notable jusqu'au CO_2 lors du passage sur des boues activées (max. 2 %. Schumann, 1991);
- au cours d'essais de chromatographie par séparation par taille sur un polyacrylamide avec des composés d'ammonium quaternaire, le poids moléculaire moyen des solutions diminue dans le temps (1 - 100 mg/l). La quantité totale reste toutefois constante. On confirme ainsi que les polyélectrolytes ne sont dégradés que jusqu'au stade d'oligomères. Le poids moléculaire final des solutions est compris entre 1000 et 10000. La dégradation est plus rapide pour des solutions avec des concentrations basses, à une température élevée, à un pH basique et dans des boues activées (Soponkanaporn, 1989);
- par ozonisation, on casse la chaîne principale, mais on ne dégrade pas jusqu'à la formation d'acrylamide et de CO_2 . Le produit ozonisé n'est pas biodégradable et comporte un nouveau reste actif (probablement un reste aldéhyde ou cétone) qui, combiné au reste amide, forme une structure annulaire non spécifiée (Suzuki, 1978);
- au cours de tests de biodégradation avec des polyacrylamides solides, on n'a pu mettre en évidence aucune ou peu de biodégradation (Suzuki, 1978, Luttgen, 1979).

On n'a pas trouvé de données sur la bioaccumulation des polyélectrolytes.

Produits secondaires

Pour la dégradation biologique d'acrylamide, il faut qu'une population de bactéries s'adapte. Après cette adaptation, qui dure de 1 à 2 jours, l'acrylamide est pratiquement complètement dégradée par voie biologique. Cette adaptation ne se produit pas ou seulement partiellement dans les ERU, car on est en présence d'une autre culture de bactéries. L'acrylamide est donc souvent dégradé à moins de 50%. Cette adaptation se produit toutefois dans les eaux de surface et l'acrylamide est dégradé à des concentrations inférieures à la limite de détection (BUA, 1992).

La fraction huileuse dans les polyélectrolytes liquides est facilement biodégradable, ce qui découle du rapport DBO/DCO d'environ 0,3 pour des produits liquides.

On ne dispose pas d'informations concernant la biodégradation ou la bioaccumulation des autres produits secondaires.

3.1.6 Dilution dans les eaux de surface

Le facteur de dilution de l'effluent dans les eaux de surface a été décrit statistiquement. Il s'avère qu'un nombre relativement petit d'installations (10 percentiles) déverse avec un taux de dilution faible de 3 dans les eaux de surface alors que 50 percentiles des installations rejettent avec un taux de dilution de 32 dans ces mêmes eaux de surface. Ces statistiques sont basées sur un certain nombre d'installations. Ce sont toutefois justement ces petites installations qui déversent parfois dans des petites surfaces d'eau, alors que les grandes installations déversent souvent avec un taux de dilution beaucoup plus élevé dans de grandes rivières (W&M, 1991).

Ces statistiques ont été recalculées par Den Oude (W&M, 1991), sur base du nombre d'équivalents-habitant. Il s'avère que pour 5 percentiles des équivalents-habitant, on a un facteur de dilution < 5 alors que pour 10 percentiles, on a un facteur de dilution < 10 .

3.1.7 Toxicité des polyélectrolytes pour les organismes aquatiques

La toxicité des polyélectrolytes cationiques, non ioniques et anioniques diffère fortement selon les produits et les organismes soumis à l'essai (cf. annexe 2).

Les polyélectrolytes cationiques

La $CL(E)C_{50}$ des polyélectrolytes cationiques varie de 0,06 mg/l à 7500 mg/l. Le tableau 5 indique la plage de toxicité aiguë des polyélectrolytes cationiques pour les poissons, les algues, les bactéries, les crustacés et les insectes. Pour un grand nombre de données mentionnées dans l'annexe 2, il s'agit de polyélectrolytes sélectionnés et non sélectionnés, ou de produits dont la composition n'est pas claire.

Tableau 5: $CL(E)_{50}$ de polyélectrolytes cationiques pour les poissons, les algues, les bactéries, les crustacés et les insectes

Type/groupe	L_{50} ou CE_{50} (mg/l)
Poissons	0,06 - 1000
Algues	0,2 - 7500
Bactéries	0,9 - 7500
Crustacés	$< 0,06 - 1000$
Insectes	$< 6,25 - > 100$

La CL_{50} ou CE_{50} pour poissons et crustacés est, dans la plupart des essais, inférieure à 100 mg/l. La raison des grandes différences de toxicité n'est pas claire. Elles sont peut-être provoquées par les différences entre les produits.

La "Kommission für Wassergefährdende Stoffe" en Allemagne a classé les polyélectrolytes cationiques dans les classes WGK 2 et 3 pour des polyélectrolytes dont la charge cationique est respectivement $< 15\%$ et $> 15\%$ (Hahn, 1993, a,b).

La classification de la classe WGK 2 est liée aux propriétés suivantes:

- pas biodégradable;
- l'analyse n'est pas possible dans l'environnement;
- toxicité élevée pour les organismes aquatiques;
- facilement éliminé au cours de l'épuration, suite à sa fixation sur les boues.

La classification dans la classe WGK 3 est due à la toxicité plus élevée des polyélectrolytes cationiques dont la charge est $> 15\%$. L'échelle de valeur de la classification WGK s'étend de 0 à 3, 3 étant la classe la plus élevée. Ces classes attribuent aux polyélectrolytes cationiques un risque moyen à grand pour l'environnement aquatique. Cette classification n'implique pourtant pas qu'il y ait une limitation à une utilisation déterminée du produit.

Certaines indications donnent à penser que le mécanisme d'action des polyélectrolytes cationiques pour les poissons repose plus sur une réaction mécanique que sur une réaction chimique (BASF 1993). Les polyélectrolytes cationiques se fixent sur la surface anionique (négative) des branchies des poissons, ce qui influence probablement l'échange d'oxygène et perturbe l'équilibre ionique (Goodrich, 1991). Selon les informations apportées par un fournisseur, les polymères cationiques liquides que l'on trouve dans des solutions diluées sont toxiques pour les poissons, du fait de l'agglomération sur la couche de muqueuses. Les effets sur les organismes aquatiques dépendent essentiellement de la charge ionique du polymère (Hall et Mirenda, 1991). Après une exposition aux polyélectrolytes, le tissu des branchies des poissons présente une hyperplasie de l'épithélium lamellaire.

Une hyperplasie signifie une forte augmentation des cellules dans les espaces interlaminaires dans les branchies (Hall et Mirenda, 1991). Spraggs (1982) signale une modification significative du comportement des *Salmo gairdneri* (poissons) après une exposition à différents polymères et monomères. Il déduit de ses recherches que les polymères sont plus toxiques que les monomères et que suite à une utilisation des polyélectrolytes, l'effluent provenant des installations d'épuration d'eau peut comporter un risque pour l'écosystème de l'eau qui reçoit l'effluent.

L'étude de Hall et Mirenda (1991) montre que la toxicité des différents polyélectrolytes cationiques pour les crustacés n'est pas en rapport avec la charge ou le poids moléculaire. Selon Hall et Mirenda, les effets sur les crustacés sont essentiellement la conséquence, de la formation de polyélectrolytes agglomérés qui emprisonnent les crustacés. On n'a donc pas déterminé de relation caractéristique dose - effet.

Fixation des polyélectrolytes cationiques sur les particules d'humus

Sur le terrain, on n'a constaté que peu de cas d'intoxication de poissons. Ceci est probablement la conséquence de la fixation des polyélectrolytes cationiques sur des substances négatives dissoutes dans l'eau, ce qui diminue la disponibilité des polyélectrolytes chargés pour les poissons (Goodrich 1991). L'addition de substances chargées négativement (de l'acide humique, de l'argile ou des substances organiques dissoutes) réduit la toxicité aiguë (CL_{50}) pour les poissons et les puces d'eau (*Daphnia*). Goodrich (1991) a montré que la substance active réagit en présence d'acide humique et provoque une diminution de sa concentration. Pour une teneur en humus comprise entre 5 et 50 mg/l, la réduction moyenne de la concentration varie entre un facteur 12 et un facteur 62 pour 4 types de polymères différents. Cette réduction de concentration ne peut pas complètement s'expliquer par l'isotherme d'adsorption. On trouve de l'humus dans toutes les eaux de surface, sous forme dissoute ainsi qu'en suspension, avec une teneur comprise entre 5 et 20 mg de substances organiques par litre. Les macromolécules d'humus et d'acides fulviques comportent un grand nombre de restes carboxyles chargés négativement, qui fixent les restes cationiques des polyélectrolytes.

Les polyélectrolytes non ioniques

La CL_{50} des polyélectrolytes non ioniques pour les crustacés varie entre 0,08 et 53 mg/l et, pour les poissons, entre 8 et 3500 mg/l. La raison de ces grandes différences de toxicité n'est pas claire.

La "Kommission für Wassergefährdende Stoffe" en Allemagne a classifié les polyélectrolytes non ioniques, avec les polyélectrolytes anioniques, dans la classe WGK 2 (Hahn, 1993c). Ceci signifie que les polyélectrolytes non ioniques représentent un risque moyen pour le milieu aquatique. Cette classification ne signifie toutefois pas une limitation d'une utilisation déterminée de ces substances pour la préparation de l'eau potable, le traitement des eaux de surface et des eaux résiduaires. La classification WGK 2 est basée sur les propriétés suivantes des polyélectrolytes non ioniques:

- ils ne sont pas biodégradables;
- leur toxicité est élevée pour les poissons et les algues;
- il est impossible de les analyser dans l'environnement.

On ne dispose pas d'informations concernant l'action toxique des polyélectrolytes non ioniques.

Polyélectrolytes anioniques

La CL_{50} des polyélectrolytes anioniques pour les crustacés varie entre 0,06 mg/l et > 3333 mg/l. La CL_{50} pour les poissons varie entre 18 et 811 mg/l. La raison de ces grandes différences de toxicité n'est pas claire. La "Kommission für Wassergefährdende Stoffe" en Allemagne a classifié les polyélectrolytes anioniques, avec les polyélectrolytes non ioniques, dans la classe WGK 2 (Hahn, 1993c). Cette classification signifie que les polyélectrolytes anioniques représentent un risque moyen pour le milieu aquatique.

On n'a pas trouvé d'informations concernant le mécanisme d'action des polyélectrolytes anioniques.

Polyélectrolytes cationiques et anioniques sélectionnés

Le tableau 6 reprend les valeurs de toxicité indiquées par les fournisseurs pour les polyélectrolytes sélectionnés. On ne dispose pas d'informations concernant la toxicité pour les produits anioniques sélectionnés.

La $CL(E)_{50}$ des polyélectrolytes cationiques sélectionnés provoquée varie entre 0,12 et 190 mg/l. La différence de toxicité est entre autres par une différence de la sensibilité des organismes utilisés pour les essais, et une différence des conditions et des méthodes d'essai. Le tableau 7 reprend la variation de la $CL(E)_{50}$ pour les polyélectrolytes cationiques liquides et solides, par groupe d'organismes. La toxicité des polyélectrolytes liquides et solides pour les poissons est du même ordre de grandeur.

Tableau 6 Valeurs de toxicité d'un polyélectrolyte liquide et d'un polyélectrolyte solide provenant de 5 fournisseurs différents et d'un polyélectrolyte anionique liquide et un solide

Pro-duit	Type de polyélectrolyte	Espèce	Critère	Durée de l'essai en heures	Concen-tration (mg/l)
a2	cationique liquide	Crangon crangon (crustacé marin)	CL ₅₀	96	190
d1	cationique liquide	pas de données			
b1	cationique liquide	Daphnia magna (crustacé)	CL ₅₀	48	0.28
		Salmo gairdneri (poisson)	CL ₅₀	96	0.3
		Lepomis macrochirus (poisson)	CL ₅₀	96	0.7
		Salmo gairdneri (poisson)	CL ₅₀	96	42 ¹
c2	cationique liquide	bactérie	CE ₅₀	-	1.8
		bactérie	CE ₅₀	-	36.6
b2	cationique liquide	Lepomis macrochirus (poisson)	CL ₅₀	96	2.5
		Salmo sp. (poisson)	CL ₅₀	96	0.94
		Daphnia sp. (crustacé)	CL ₅₀	48	0.12
c1	cationique liquide	Pimephales promelas (poisson)	CL ₅₀	-	44.3
		Brachydanio rerio (poisson)	CL ₅₀	48	6.88
		Daphnia (crustacé)	CL ₅₀	48	2
a1	cationique solide	pas de données			
c2	cationique solide	Pimephales promelas (poisson)	CL ₅₀	48	2.01
		Pimephales promelas (poisson)	CL ₅₀	96	1.75
		Ceriodaphnia (crustacé)	CL ₅₀	24	0.5
		Ceriodaphnia (crustacé)	CL ₅₀	48	0.45
e1	cationique solide	algue	CSEO	-	<1
		bactérie	CE ₅₀	-	0.9
		Daphnia sp. (crustacé)	CE ₅₀	-	70
		Leuciscus idus melanotus (poisson)	CL ₅₀	96	0.75
d2	cationique solide	pas de données			
b4	cationique solide	Oncorhynchus mykiss (poisson)	CL ₅₀	96	5.7 ¹
		Lepomis macrochirus (poisson)	CL ₅₀	96	4.8
		Oncorhynchus (poisson)	CL ₅₀	96	0.47
		Pimephales promelas (poisson)	CL ₅₀	96	5.2
		Daphnia magna (crustacé)	CE ₅₀	48	24
		Ceriodaphnia dubia (crustacé)	CE ₅₀	48	11
a3	anionique liquide	pas de données			
b3	anionique solide	pas de données			

¹ Addition d'humus dans l'essai

² Codé par fournisseur

Tableau 7 $CL(E)C_{50}$ de polyélectrolytes liquides et solides pour les poissons, les algues et les bactéries et les crustacés

Espèce/ groupe	CL_{50} ou CE_{50} polyélectrolyte liquide (mg/l)	CL_{50} ou CE_{50} polyélectrolyte solide (mg/l)
Poissons	0,3 - 44,3	0,47 - 5,2
Algues et bactéries	1,8	0,9
Crustacés (eau douce)	0,12 - 2	0,45 - 70
Crustacés (eau salée)	190	-

3.1.8 Toxicité des produits secondaires pour les organismes aquatiques

Les données de toxicité des produits secondaires sont reprises dans le tableau 8.

Tableau 8 Toxicité des produits secondaires des polyélectrolytes

Produit	Especce	Groupe	Critere	Concentration (mg/l)	Référence
Acrylamide	Photobacterium phosphoreum	Bactérie	CE ₅₀ luminescence	13500	1
	Scenedesmus capricornutum	algue	CE ₅₀ croissance cell	72	1
	Daphnia magna	crustacé	48 h CL ₅₀	160	1
		crustacé	48 h CE ₅₀	98	1
	Myndopsis bahia (eau salée)	insecte	96 h CL ₅₀	78	1
	Paratanytarsus parthenogenetica	poisson	28 j CSEO mortalité	2,0	1
	Différents poissons	poisson	28 j CSEO reprod	4,4	1
	Heteropneustes fossilis	poisson	48 h CL ₅₀	410	1
	Rasbora heteromorpha	poisson	9 j CSEO comportement alimentaire	56	2
	Salmo trutta	poisson	96 h CL ₅₀	124-160	1
	Carassius auratus	poisson	EC ₅₀ comportement	85-88	1
	Salmo gairdneri		48 h CL ₅₀	87	1
			96 h CL ₅₀	130	1
			48 h CL ₅₀	400	1
			24 h CL ₅₀	460	1
		14 j CSEO mortalité	25	1	
		14 CE endommagement reins	25	1	
		CL ₅₀	140	4	
		CE ₅₀ comportement	8	4	
		96 h CL ₅₀	0,9	3	
Hydroxypropionitrile	Lepomis macrochirus	poisson	96 h CL ₅₀	0,9	3
	Pimephales promelas	poisson	96 h CL ₅₀	1,37	3
	Poecilia reticulata	poisson	24 h CL ₅₀	0,215	3
	Lagodon rhomboides	poisson	48 h CSEO	210	5
Polyacrylate	Leuciscus idus	poisson	96 h CL ₅₀	130	5
Méthacrylate de méthyle	Pimephales promelas	poisson	72 h CL ₅₀	5	5
Acrylate d'éthyle	non défini Artemia salina (eau salée)	poisson	24 h CL ₅₀	12	5
Acrylate	Pseudomonas putida	crustacebactérie	Tox. thresh.	41	3
	Microcystis aeruginosa	cyanobactérie	Tox. thresh.	0,15	3
	Scenedesmus quadricauda	algue verte	Tox. thresh.	18	3

Tox. Thresh = limite de toxicité à laquelle apparaît un ralentissement de l'augmentation des cellules (= EC5)

- 1) BUA, 1993
- 2) Criddle, 1990
- 3) Verschueren, 1983
- 4) Spraggs, 1982
- 5) BKH, 1992

La toxicité aiguë (CL_{50}) du monomère acrylamide varie de 72 à 460 mg/l pour les algues, les crustacés, les insectes et les poissons. L'acrylamide est moyennement à peu toxique (resp. > 1 mg/l et > 100 mg/l). L'acrylamide est moins toxique que les polyélectrolytes. La toxicité de l'acrylamide est très faible pour les bactéries. La toxicité chronique (CSEO) de l'acrylamide est inférieure d'un facteur 10 à 30 à la toxicité aiguë et varie de 2,0 à 25 mg/l, avec des effets sur la mortalité, la reproduction et la croissance. Une étude sur le terrain, dans laquelle on a étudié les insectes d'une petite rivière a montré qu'après 6 heures d'exposition, 0,05 mg d'acrylamide/l entraîne une diminution de la population et de la diversification des espèces. Au bout de 3 semaines, on ne détecte plus que l'hydrophile *Hydropsyche instabilis*. Après 4-8 semaines, on assiste à une recolonisation de quelques espèces avec des faibles densités (WHO/IPCS, 1985). Une étude sur le terrain a montré que les effets de l'acrylamide peuvent apparaître à de très faibles concentrations.

La toxicité aiguë de l'hydroxypropionitrile varie entre très toxique (< 1 mg/l) à moyennement toxique, avec des valeurs allant de 0,2 à 1,4 mg/l.

La toxicité aiguë des acrylates varie également de très toxique à moyennement toxique. L'acrylate d'éthyle est moyennement toxique alors que le méthacrylate de méthyle et le polyacrylate sont peu toxiques (> 100 mg/l). Il semble que la toxicité diminue avec la longueur de chaîne des acrylates. La toxicité de l'hydroxypropionitrile et des acrylates est du même ordre de grandeur que la toxicité des polyélectrolytes.

On n'a pas trouvé de données concernant la toxicité des autres produits secondaires des polyélectrolytes. La toxicité des distillats de pétrole et des huiles minérales est difficile à déterminer, à cause de la diversité de la composition des différents produits huileux.

3.1.9 Aspects de sécurité au cours de la mise en oeuvre Polyélectrolytes

Lorsqu'on prend en considération les aspects de sécurité au cours de la mise en oeuvre des polyélectrolytes, il convient de faire la distinction entre les produits solides et les produits liquides. Les produits solides se présentent sous forme de poudre, de granules ou de pellets.

La plupart des polyélectrolytes liquides sont classés parmi les produits irritants pour la peau et les yeux. La possibilité de contact avec les polyélectrolytes liquides est cependant très faible. Ce n'est que lors de perturbations et lors d'introductions de polyélectrolytes dans le système de dosage qu'un contact peut se produire avec le produit concentré. Au cours de ces manipulations, le port de lunettes de sécurité et de gants doit être rendu obligatoire.

Les produits solides ne sont pas irritants pour la peau, les yeux ou les voies respiratoires. La possibilité de contact avec les produits solides, en particulier sous forme de poudre, est plus élevée que pour les produits liquides, surtout lorsqu'on introduit des produits conditionnés dans le système de dosage. Les voies respiratoires peuvent être irritées par inhalation de la poussière. Cette irritation est toutefois mécanique et non pas chimique. Lorsqu'il y a de l'eau dans les endroits où de la poussière peut se former, les polyélectrolytes peuvent former une substance glissante et il existe un risque de dérapage. L'introduction de ce qu'on appelle des "big bags" réduit fortement le nombre de contacts avec les polyélectrolytes. L'utilisation de produits granuleux ou sous forme de pellets réduit fortement la formation de poussières.

Produits secondaires

Outre la substance active, les produits contiennent des produits secondaires. Dans certains cas, ces produits secondaires sont plus dangereux pour l'homme que les substances actives. L'annexe 4 explicite les effets des différents produits secondaires.

L'acrylamide, produit secondaire, est repris dans la liste néerlandaise des substances cancérigènes et est soumis à l'obligation d'enregistrement des substances cancérigènes (cf. 4.5). En dehors de l'obligation d'enregistrement pour des substances pouvant nuire à la reproduction, on conseille de coupler cet enregistrement avec celui pour l'acrylamide, car des substances mutagènes peuvent avoir une incidence sur la reproduction (SZW, 1995).

3.1.10 Législation concernant les polyélectrolytes

Pour la détermination des risques écologiques des substances, on a besoin d'informations concernant les polyélectrolytes et les produits secondaires. La législation et les réglementations actuelles offrent une possibilité d'obliger les fournisseurs à délivrer ces données. Les polyélectrolytes sont soumis à la législation applicable aux polymères.

La législation néerlandaise sur les substances applicable aux polymères est en cours de développement. L'OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) travaille actuellement sur la définition pour les polymères. On travaille à l'élaboration des paramètres et des critères pour l'évaluation du problème écologique posé par les polymères et à la mise au point des méthodes pour déterminer ces paramètres. Dans différents pays, les fabricants déclarent les produits polymères, dans le cadre d'une législation sur les substances. La procédure de déclaration varie en fonction des pays.

Dans la Communauté Européenne, les nouvelles substances chimiques doivent être déclarées aux autorités, dans le cadre de la directive 79/831/CEE, avant de pouvoir être introduites sur le marché interne.

Les polyélectrolytes ne sont pas concernés par cette législation car ils étaient déjà sur le marché bien avant la promulgation de cette directive et ne sont donc pas considérés comme de nouvelles substances.

Dans le cadre du décret 793/93/CEE, il faut, depuis 1993, fournir des données écologiques sur les substances existantes (depuis avant 1981).

Pour ces produits (il y en a plus de 100.000), on prend d'abord en considération le "High Production Volume" (HPV - Volume de production élevé). Sur base des données disponibles, on établit des listes de substances prioritaires en fonction du risque qu'elles présentent pour l'homme et/ou l'environnement. En 1994, on a publié une première liste de substances prioritaires, dans laquelle on ne trouve pas de polyélectrolytes significatifs. La prochaine liste sera établie fin 1995, sur base des données provenant de la "HEDSET" (la banque de données reprenant les données écologiques délivrées par les fabricants), pour les substances mentionnées à l'annexe I du décret 793/93/CEE. Les polyélectrolytes ne sont pas repris dans cet annexe. L'acrylamide y est repris. Pour les substances se trouvant sur ces listes prioritaires, on réalise, à la demande de la CE, une évaluation du risque.

Dans le cadre de la loi sur les substances dangereuses pour l'environnement ("Wet Milieugevaarlijke Stoffen" - WMS), on a établi aux Pays-Bas une liste de substances à surveiller et une liste de substances prioritaires. Aucune de ces listes ne reprend les polyélectrolytes. Dans le cadre de la loi sur la pollution des eaux de surface ("Wet Verontreiniging Oppervlaktewater"), on peut entreprendre des actions lorsqu'il y a des questions concernant le problème écologique des substances pouvant aboutir dans les eaux de surface et les eaux souterraines.

3.2 **Analyse des risques**

On réalise dans la suite des analyses des risques pour les polyélectrolytes cationiques sélectionnés, l'acrylamide et l'hydroxypropionitrile. On n'effectue pas cette analyse pour les polyélectrolytes anioniques et autres produits secondaires, car on ne dispose pas de suffisamment de données.

L'analyse des risques est effectuée comme décrit au § 2.4.

3.2.1 **Analyse des risques pour des polyélectrolytes cationiques**

La PEC (= Concentration prévue dans l'environnement) pour les polyélectrolytes cationiques

Lorsqu'on dose des polyélectrolytes dans le réservoir de décantation primaire et dans le circuit des boues, on calcule manuellement les concentrations en polyélectrolytes dans l'effluent, selon la méthode du modèle SIMPLETREAT (annexe 1).

Lorsqu'on dose des polyélectrolytes dans le réservoir de décantation secondaire, la concentration en polyélectrolytes dans l'effluent est lue à l'aide de l'isotherme d'adsorption dans les fig. 6 et 7 (annexe 3). Les concentrations calculées sont reprises dans le tableau 9.

En appliquant le facteur de dilution pour 5 percentiles et pour 50 percentiles, on calcule les concentrations dans les eaux de surface (PEC) qui sont également reprises dans le tableau 9 à partir de ces concentrations dans l'effluent.

En pratique, on dose surtout des polyélectrolytes au niveau de la déshydratation des boues.

En dosant à cet endroit, on calcule une concentration dans les eaux de surface de 0,01 à 0,13 $\mu\text{g/l}$.

Tableau 9 PEC calculée lors du dosage dans la décantation primaire, la déshydratation et la décantation secondaire des boues

Endroit du dosage	Charge	Dosage*** (g/kg MS)	Concentration dans le filtrat (mg/l)	Concentration dans l'influent mg/l	Concentration dans l'effluent (mg/l)	PEC* (µg/l)
Décantation primaire	faible	1 (mg/l)	-	1	0,017	0,04-0,23
Décantation primaire	forte	1 (mg/l)	-	1	0,036	0,08-0,48
Circuit des boues**	faible		20	0,2	0,003	0,01-0,04
Circuit des boues**	forte		20	0,2	0,01	0,02-0,13
Décantation secondaire		1	-	en fonction de la décantation secondaire	0,05	0,10-0,67

* La plage est le résultat de l'application des différents facteurs de dilution (cf. pg. 4)

** Basé sur le dosage au niveau de la déshydratation des boues

*** Cf. annexe 1. calcul des concentrations

Détermination de la NEC (= Concentration prévue sans essai) pour les polyélectrolytes cationiques

On a repris dans le tableau 6 les données sur la toxicité des polyélectrolytes cationiques utilisés par les gestionnaires de la qualité de l'eau. Pour les polyélectrolytes cationiques, on dispose de moins de 4 valeurs CSEO chroniques. Pour le calcul de la NEC, on utilise donc des facteurs d'extrapolation, comme décrit dans le chapitre 2.

Pour la détermination de la NEC, on rassemble les données de toxicité concernant les polyélectrolytes liquides et solides et on choisit la valeur de toxicité la plus basse.

La CL_{50} la plus basse des différents polyélectrolytes sélectionnés est celle des *Daphnia* sp. qui est de 0,12 mg/l. Selon le tableau 2, il faudrait appliquer un facteur d'extrapolation de 1000, car on ne dispose pas d'une valeur $CL(E)C_{50}$ pour le groupe des algues.

Pour les algues, on a toutefois trouvé une valeur CSEO < 1 mg/l. De même, on a trouvé une CL_{50} de 0,9 mg/l pour les bactéries. Sur base de ces données supplémentaires, on peut justifier un facteur d'extrapolation de 100, ce qui permet de calculer une NEC de 0,0012 mg/l.

Rapport PEC/NEC pour les polyélectrolytes cationiques

La comparaison entre les différentes PEC et NEC permet d'établir des rapports PEC/NEC. La PEC est la concentration calculée dans les eaux de surface, et la NEC est la concentration à laquelle on ne s'attend pas à un effet sur les organismes aquatiques.

Les rapports PEC/NEC calculés, en dosant des polyélectrolytes en 4 endroits différents, sont repris dans le tableau 10. Les rapports PEC/NEC sont dans tous les cas inférieurs à 1. On peut donc en déduire qu'il n'y a pas de risque pour les organismes aquatiques.

Tableau 10 *Rapports PEC/NEC pour un dosage de polyélectrolytes cationiques à différents endroits dans le procédé d'épuration*

Lieu du dosage	Charge	Rapport PEC/NEC
Décantation primaire	faible	0,03 - 0,19
Décantation primaire	élevée	0,07 - 0,40
Circuit des boues *	faible	0,01 - 0,03
Circuit des boues *	élevée	0,02 - 0,11
Décantation secondaire	-	0,09 - 0,56

* basé sur un dosage au niveau de la déshydratation des boues

3.2.2 Analyse du risque pour deux produits secondaires

Calcul de la PEC (= Concentration prévue dans l'environnement) pour l'acrylamide et l'hydroxypropionitrile

Pour le calcul de la concentration en acrylamide et en hydroxypropionitrile dans l'influent, on part de l'hypothèse que les polyélectrolytes contiennent 0,1% d'acrylamide et 0,05% d'hydroxypropionitrile par rapport à la proportion de polyélectrolytes.

Si on prend comme autre hypothèse que l'acrylamide et l'hydroxypropionitrile ne sont pas dégradés dans les ERU et qu'ils ne sont pas adsorbés par les boues, la concentration dans l'effluent est la même que dans l'influent. L'hypothèse d'une non dégradation de l'acrylamide est l'hypothèse "du pire des cas" ("worst-case"). Les concentrations calculées dans l'influent et dans l'effluent sont reprises dans le tableau 11.

Les concentrations dans l'effluent permettent de calculer les concentrations dans les eaux de surface (PEC) reprises dans le tableau 11 par l'application des différents facteurs de dilution.

Tableau 11 Concentration calculée en produits secondaires (l'acrylamide et l'hydroxypropionitrile) dans l'influent et dans l'effluent ainsi que les PEC calculées

Endroit du dosage	Dosage de poly-électrolytes (mg/g de MS)	Concentration dans l'influent et dans l'effluent ($\mu\text{g/l}$)		PEC $\mu\text{g/l}$	
		Acrylamide	Hydroxypropionitrile	Acrylamide	Hydroxypropionitrile
Décantation primaire	1 (mg/l)	1	0,5	0,03 - 0,2	0,016 - 0,1
Circuit des boues	10	0,2	0,1	0,006 - 0,04	0,003 - 0,02
Postdécantation	1 *	4	2	0,125 - 0,8	0,063 - 0,4

* 4 mg/l dans la décantation secondaire

Détermination de la NEC (Concentration prévue sans essai) pour l'acrylamide et l'hydroxypropionitrile

On a trouvé des données concernant la toxicité de l'acrylamide pour les bactéries, les algues, les crustacés et les poissons (cfr. tableau 8). On dispose de CSEO chroniques pour les crustacés et les poissons. On dispose de $CL(E)C_{50}$ pour les poissons, les crustacés, les algues et les bactéries. La NEC est déterminée en appliquant un facteur d'extrapolation de 10 à la valeur CSEO la plus basse ou un facteur d'extrapolation de 100 à la valeur CE_{50} , la plus basse. La valeur CSEO la plus basse est de 2,0 mg/l et la valeur CE_{50} , la plus basse est de 72 mg/l.

L'extrapolation en par application d'un facteur 10 et un facteur 100 à ces valeurs permet de calculer des valeurs NEC de 0,2 et de 0,7 mg/l. On choisit alors la valeur la plus basse (0,2 mg/l) comme NEC.

Pour l'hydroxypropionitrile, on ne dispose que de valeurs de toxicité aiguë. Pour le calcul de la NEC, on applique un facteur d'extrapolation de 1000 à la valeur CL_{50} , la plus basse qui est de 215 $\mu\text{g/l}$. La valeur NEC est donc de 0,215 $\mu\text{g/l}$.

Rapport PEC/NEC pour l'acrylamide et l'hydroxypropionitrile

Les rapports PEC/NEC calculés sont repris dans le tableau 12. Pour l'acrylamide, les rapports NEC/PEC calculés pour un dosage au niveau de la décantation primaire, le circuit des boues et la décantation secondaire, sont nettement inférieurs à 1. L'acrylamide contenu dans les polyélectrolytes ne présente pas de risque potentiel pour les organismes aquatiques.

Pour l'hydroxypropionitrile, on calcule un rapport PEC/NEC inférieur à 1 pour un dosage au niveau de la décantation primaire et du circuit des boues. Un dosage à ces niveaux ne présente donc pas de risque pour les organismes aquatiques.

Les rapports PEC/NEC pour un dosage de polyélectrolytes au niveau de la décantation secondaire sont supérieurs à 1 lorsqu'on applique le facteur de dilution 5 pour de petites installations qui déversent dans les petits cours d'eau (percentile 5 %). Il s'ensuit donc qu'en ces endroits, il existe un (faible) risque pour les organismes aquatiques. L'hydroxypropionitrile peut présenter un risque pour les organismes aquatiques à cause d'un dosage de polyélectrolytes en plusieurs endroits en même temps.

Il est à noter que la dégradation de l'hydroxypropionitrile et son adsorption sur les boues n'ont pas été pris en considération, et qu'on a dû prendre le facteur d'extrapolation le plus élevé.

Tableau 12 Rapport PEC/NEC calculé pour les produits secondaires l'acrylamide et l'hydroxypropionitrile

Endroit du dosage	PEC/NEC acrylamide	PEC/NEC hydroxypropionitrile
Décantation primaire	0,00015 - 0,001	0,46 - 0,074
Circuit des boues	0,00003 - 0,0002	0,01 - 0,09
Décantation secondaire	0,0006 - 0,004	0,29 - 1,86

4 DISCUSSION

4.1 Problème écologique

Dans cette recherche d'orientation, on n'a pris en considération que l'utilisation des polyélectrolytes dans les ERU. L'utilisation de polyélectrolytes dans tous les autres processus, tels que le traitement de l'eau potable et l'épuration des eaux résiduaires industrielles n'a pas été envisagée. En outre, l'étude s'est limitée à la distribution des polyélectrolytes via le circuit des eaux.

Les polyélectrolytes ainsi que certains produits secondaires s'accrochent fortement aux boues. Le produit secondaire acrylamide ne s'accroche pas aux boues. Le traitement et la mise en oeuvre des boues provoquent probablement un risque pour d'autres secteurs de l'environnement (air, eaux souterraines, sol).

L'analyse des risques n'a été réalisée que pour les polyélectrolytes cationiques et deux produits secondaires des polyélectrolytes. On ne dispose pas d'informations pour les polyélectrolytes anioniques et les autres produits secondaires des polyélectrolytes. Il conviendrait cependant d'effectuer également une analyse des risques pour ces substances.

Le risque pour les organismes aquatiques est déterminé à l'aide de la concentration calculée des polyélectrolytes dans les eaux de surface (PEC) par rapport à une concentration qui est "sans risque" pour les organismes aquatiques (NEC). Tant pour le calcul des PEC que pour la détermination des NEC, on part de l'hypothèse du "pires des cas". Certaines remarques peuvent être émises ici.

4.2 Remarques en rapport avec le calcul des PEC

Approche modélisée

La concentration des polyélectrolytes dans les eaux de surface ne provient pas des mesures dans les eaux de surface, mais elle est déterminée par modélisation à partir d'un certain nombre de données sur les dosages des polyélectrolytes dans les ERU et de données provenant des fabricants des polyélectrolytes.

Pour le calcul de la concentration dans l'influent, on est parti de l'hypothèse d'un pourcentage de filtrat dans l'influent de 1 et de 5% dans la déshydratation des boues et l'épaississement des boues respectivement. En pratique, d'autres pourcentages peuvent exister suite à une déshydratation centralisée des boues, une croissance variable des boues et donc un pourcentage variable de matières sèches. On obtient alors une autre PEC, et donc un autre rapport PEC/NEC, qui se déplace essentiellement vers le haut.

Dosage des polyélectrolytes

Pour le calcul des PEC, on est parti de concentrations dans l'influent de 1 mg de polyélectrolytes/l au niveau de la décantation primaire, 0,04 mg de polyélectrolytes/l au niveau de l'épaississement des boues, 0,2 mg de polyélectrolytes/l au niveau de la déshydratation et un dosage de 1 g de polyélectrolytes/kg de MS dans la décantation secondaire.

En pratique, on peut utiliser d'autres dosages, ce qui conduit à une autre PEC et donc à un autre rapport PEC/NEC, qui peut par conséquent se déplacer vers le haut ou vers le bas.

- Lors d'un sous-dosage au niveau de l'épaississement des boues, le pourcentage d'adsorption des polyélectrolytes sur les boues est augmenté de 90 % à 98 % (Schumann, 1991). Ce sous-dosage peut conduire à une surestimation du rapport PEC/NEC calculé.
- On surdose souvent au niveau de la déshydratation des boues, car on souhaite obtenir un taux élevé de matières sèches dans les boues.

Le surdosage diminue le taux d'adsorption dans la déshydratation des boues de 95 % à 90 %, ce qui conduit à une sous-estimation d'un facteur 2 du rapport PEC/NEC calculé pour le dosage au niveau de la déshydratation des boues. Il faut donc éviter le surdosage.

Dégradation

Lors du calcul des PEC, on part du principe que les polyacrylamides cationiques comportant une liaison ester sont rapidement hydrolysés.

Selon Schumann (1991), les polyélectrolytes sont certes hydrolysés en choline et un polyacrylamide anionique, mais ce dernier est peu dégradé. La toxicité de ce produit de dégradation n'est pas claire.

Les polyélectrolytes qui ne comportent pas de liaisons du type ester ne sont pas dégradables.

Pureté des polyélectrolytes

Pour le calcul des PEC de l'acrylamide et de l'hydroxypropionitrile, on a estimé des teneurs dans les polyélectrolytes de respectivement 0,1 % et 0,05 %. Dans la réalité, ces teneurs varient vers le haut ou vers le bas, ce qui se répercute sur les PEC.

4.3 Remarques en rapport avec la détermination des NEC

Pour la détermination de la NEC, on est parti des facteurs d'extrapolation utilisés par le système UBS (Uniform Beoordelingssysteem Stoffen). Ce système distingue 3 facteurs d'extrapolation:

- un facteur 10 pour l'extrapolation de données d'un seul type à l'écosystème;
- un facteur 10 pour l'extrapolation de données sur les effets aigus aux effets chroniques;
- un facteur 10 lorsqu'on ne dispose que de peu de données.

Le premier facteur est toujours utilisé lors de la détermination d'une NEC. Le deuxième facteur n'est appliqué que lorsqu'on utilise des données sur les effets aigus. Le troisième est utilisé lorsque des données sur un ou plusieurs groupes parmi les poissons, algues et crustacés font défaut. Le facteur d'extrapolation qui est manipulé pour la détermination de la NEC peut se situer entre 10 et 1000 ($10 * 10 * 10$). La valeur des facteurs d'extrapolation (10) a été choisie de manière arbitraire, mais elle est utilisée dans bon nombre d'analyses du risque lorsqu'on détermine la NEC. De même, le choix pour l'utilisation de (*maximum*) trois facteurs d'extrapolation est arbitraire, mais est souvent appliqué.

La plupart des données de toxicité ont été trouvées dans des documents fournis par les fournisseurs de polyélectrolytes. Ces documents ne reprennent pas d'informations concernant les conditions dans lesquelles les essais de toxicité ont été réalisés et les procédures utilisées. Les données de toxicité sont probablement trop élevées ou trop basses, ce qui peut conduire soit à une sous-estimation soit à une surestimation de la NEC. En comparant les données de toxicité fournies par les fournisseurs avec celles provenant de la littérature, on ne constate toutefois pas de grandes différences.

La toxicité des différents polyélectrolytes est fort variable. Dans l'analyse du risque, on a pris en considération les données de toxicité des polyélectrolytes les plus toxiques parmi les polyélectrolytes sélectionnés. Beaucoup de polyélectrolytes sont moins toxiques. Il est par conséquent possible que la NEC soit trop basse.

Pour l'ensemble du groupe des polyélectrolytes cationiques, on connaît toutefois quelques données de toxicité chronique pour les poissons, les puces d'eau et les algues. Il s'agit ici de dérivés des polyamines qui ne s'hydrolysent pas, de telle manière que suite à une application au niveau de la décantation primaire et de la décantation secondaire, on peut atteindre une concentration dans l'effluent de 20 à 100 $\mu\text{g/l}$. La CSEO la plus basse pour ce groupe est de 0,1 mg/l. Si on applique alors un facteur de sécurité de 10 (selon le tableau 2), la NEC est de 10 $\mu\text{g/l}$.

4.4 **Remarques en rapport avec l'analyse du risque des produits secondaires**

Les produits secondaires contenus dans les polyélectrolytes ne sont pas suffisamment définis pour pouvoir réaliser une analyse de risque complète. L'analyse des risques pour l'hydroxypropionitrile montre que des produits secondaires peuvent, dans certaines conditions, présenter un potentiel de risque. La fraction huileuse des polyélectrolytes s'adsorbe essentiellement sur les boues et est en général bien biodégradable. Une déclaration et un contrôle plus précis des produits secondaires contenus dans le produit ne peuvent être obtenus que via une certification du produit. Etant donné l'absence d'obligation légale, on ne peut s'attendre à un changement de cette situation dans un avenir proche.

On prend comme hypothèse que les produits secondaires mentionnés, l'acrylamide et l'hydroxypropionitrile, n'adsorbent pas sur les boues et ne se dégradent pas. On a donc pris l'hypothèse du "pire des cas". Dans le § 3.1.5, on montre toutefois que l'acrylamide se dégrade après adaptation de la boue et dans les eaux de surface. Ce fait n'est pas connu pour l'hydroxypropionitrile. Il se peut donc que le rapport PEC/NEC soit surestimé.

4.5 **Aspects de sécurité lors de la mise en oeuvre**

Les risques lors de la mise en oeuvre des polyélectrolytes dans les ERU dépendent fortement de l'état du produit (solide ou liquide) et de la technique de dosage. Le risque dépend également de la composition du produit. La présence de produits secondaires peut par exemple entraîner des risques.

Aux Pays-Bas, l'acrylamide est repris sur la liste des produits cancérigènes. L'exposition à cette substance doit être aussi basse que possible et ne peut en aucun cas dépasser la valeur CMA (Concentration Maximale Autorisée). Les substances cancérigènes sont non seulement soumises à l'obligation "normale" d'enregistrement, à laquelle sont soumises toutes les substances toxiques, mais également à une obligation complémentaire d'enregistrement.

Cet enregistrement complémentaire est obligatoire pour un produit qui contient un produit cancérigène lorsque la concentration du produit cancérigène est égale ou supérieure à 0,1% (pourcentages en poids) du produit. Selon les fabricants de polyélectrolytes, la concentration en acrylamide dans les polyélectrolytes est inférieure à 0,1%.

CONCLUSIONS

L'analyse du risque montre que pour une mise en oeuvre en continue de polyélectrolytes au niveau de la décantation primaire ou de la décantation secondaire, pour 5 percentiles des eaux résiduaires traitées qui sont déversées dans un petit cours d'eau, le risque évalué exprimé par le rapport PEC/NEC est compris entre 0,19 et 0,56. Il convient de noter ici que dans ces cas, dans lesquels les eaux de surface ont une faible vitesse d'écoulement, l'hydrolyse conduit après 1000 mètres à une nouvelle diminution de la concentration dans les eaux de surface.

Pour une mise en oeuvre au niveau du circuit des boues et dans des ERU qui déversent dans des débits plus importants, le rapport PEC/NEC est nettement inférieur à 1 et le risque est donc négligeable.

De l'analyse des risques basée sur les informations fournies par les fabricants de polyélectrolytes, on déduit que le rapport PEC/NEC n'est $> 0,1$ que pour une utilisation en continue de polyélectrolytes dans des petites ERU qui déversent dans de petits cours d'eau. Ce fait pourrait être interprété comme un faible risque écologique. Dans ces cas, le déversement des restes de BZV, d'ammonium et de boues contenant des métaux provoque déjà un effet considérable sur l'écosystème aquatique. L'effet dû à l'addition de polyélectrolytes, qui provoquent une meilleure qualité de l'effluent pour des BZV et les substances en suspension, serait plutôt positif que négatif. Dans ces cas, il faut être prudent pour le dosage au niveau de la décantation primaire et de la décantation secondaire.

Il est improbable que les polyélectrolytes provoquent un effet négatif sur l'écosystème où que ce soit aux Pays-Bas.

Dans la méthode utilisée pour l'analyse du risque, on a émis un certain nombre d'hypothèses pour estimer la concentration en polyélectrolytes dans l'effluent et la toxicité. Des données mesurées des concentrations en polyélectrolytes dans les eaux de surface qui les reçoivent et des données sur la toxicité chronique des polyélectrolytes peuvent contribuer à une meilleure analyse du risque des polyélectrolytes pour les organismes aquatiques.

La présence de produits secondaires dans les polyélectrolytes ne conduit à un risque pour les organismes aquatiques que dans de petites installations qui déversent dans de petits cours d'eau (5 percentiles). La méthode utilisée pour l'analyse des risques est basée sur l'hypothèse du "pire des cas", ce qui conduit probablement à une surestimation du risque. La plupart des autres produits secondaires ne sont pas suffisamment définis pour pouvoir en évaluer le risque.

Le risque pour l'utilisateur des polyélectrolytes dépend de l'état (solide ou liquide) du produit et de la technique de dosage. Ce sont essentiellement les produits secondaires dans les polyélectrolytes qui peuvent présenter un risque pour l'utilisateur. Un contact direct avec les polyélectrolytes doit être évité, ce qui réduit le risque.

REFERENCES

- Biesinger, K.E., A.E. Lemke, W.E. Smits, R.M. Tyo, 1976
Comparative toxicity of polyelectrolytes to selected aquatic animals, *Journal of Water Pollution Control Federation* 58, 3, 207-213.
- Biesinger, K.E., G.N. Stokes, 1986
Effects of synthetic polyelectrolytes on selected aquatic organisms, *Journal of Water Pollution Control Federation* 58, 3, 207-213.
- BKH Adviesbureau, 1992
Aquatox Database Version 2.00.
- BUA, 1993
Berater Acrylamid (2-Propensäureamid), BUA-Stoffbericht 103 (Stand: August 1992, Gesellschaft Deutscher Chemiker, S. Hirzel, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft.
- Buchholz, F.L., 1992
Poly-acrylamides and Poly(Acrylic Acids), p. 143-156. In: *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*, vol. A21, fifth edition, VCH Publishers.
- Cary, G.A., J.A. Mahon, W.J. Kuc, 1987
The effect of suspended solids and naturally occurring dissolved organics in reducing the acute toxicities of cationic polyelectrolytes to aquatic organisms, *Environmental Toxicology and Chemistry* 6, 469-474.
- Criddle, J., 1990
A Review of the mammalian and aquatic toxicity of polyelectrolytes, report no. 2545, National Rivers Authority, England.
- Gehr, R., J.G. Henry, 1982
The adsorption behavior of cationic polyelectrolytes in dissolved air flotation, *Water Science and Technology* 14, no. 6/7, 689-704.
- Gehr, R., T. Soponkanaporn, 1990
Assessing polyelectrolyte behavior by size-exclusion chromatography, *J. of Environmental Engineering*, 116, no. 2, 343-360.
- Goodrich, M.S., L.H. Dulak, M.A. Friedman, J.J. Lech, 1991
Acute and long-term toxicity of water-soluble cationic polymers to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and the modification of toxicity by humic acid, *Environmental Toxicology and Chemistry* 10, 509-515.
- Goppers, V., et al, 1979
Polyelectrolyte persistence in a municipal water supply, *Journal of the American Watertreatment Works Association*, Vol 68, 319-321.

- Greef, J. de, A.C.M. de Nijs, 1990
Risk assessment of new Chemical Substances. Dilution of effluents in the Netherlands, RIVM report 670208001.
- Hahn, J., 1993^a
Bewertung wassergefährdender Stoffe, Kommission Bewertung wassergefährdender Stoffe, Datenblatt-Nr. 812.
- Hahn, J., 1993^b
Bewertung wassergefährdender Stoffe, Kommission Bewertung wassergefährdender Stoffe, Datenblatt-Nr. 717.
- Hahn, J., 1993^c
Bewertung wassergefährdender Stoffe, Kommission Bewertung wassergefährdender Stoffe, Datenblatt-Nr. 813.
- Hall, W.S., R.J. Miranda, 1991
Acute toxicity of waste water treatment polymers to *Daphnia pulex* and the fathead minnow (*Pimephales promelas*) and the effects of humic acid on polymer toxicity, Research Journal of Water Pollution Control Federation 63, 6, 895-899.
- IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, 1986
Some chemicals used in plastics and elastomers, 39. In: IRPTC Bulletin, 1987, 8, 1.
- IRPTC Bulletin, 1987, 8, 1, 17-19.
- Letterman, R.D., R.W. Pero, 1990
Contaminants in polyelectrolytes used in water treatment, Journal of the American Watertreatment Works Association, Vol 82, 87-97.
- Loll, U., et al, 1992
Auswahl und Einsatz von organischen Flockungshilfsmitteln - Polyelektrolyten - bei der Klärschlammmentwässerung, ATV-Arbeitsberichte, Korrespondenz Abwasser 39, 3, 569-586.
- Lüttgen, 1979
Biologische Abbaubarkeit von organischen Hilfsstoffen im Standversuch (Zahn-Wellens-Test), Das Papier 33, Heft 4, 133-141.
- Mallevalle, J., et al, 1984
How safe are organic polymers in water treatment, Journal of the American Watertreatment Works Association, Vol 76, 87-93.
- Marroni, D., S.N.F., 1995, Persoonlijke mededeling.
- Morris, J.D., R.J. Penzenstadler, 1991
Acrylamide polymers, p. 312-30. In: Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, Vol. 1, third edition, John Wiley and sons, New York.

Mulders, J., 1977

Biodegradation of polymeric builders - experiment with a C-14 labelled sodium poly(α -hydroxyacrylate), *Water Research*, Vol. 11, 571-574.

OECD 1995

Guidance Document for aquatic effects assessment OCDE/GD (95)18.

Sax, N.I., R.J. Lewis, 1989

Dangerous properties of industrial materials, 2nd ed., Van Nostrand Reinhold, New Jersey.

Schumann, H., S. Kunst, 1991

Elimination von ^{14}C -markierten Polyelektrolyten in biologischen Abwasserreinigungsprozessen, *GWF-Wasser/Abwasser*, 132, Nr. 7, 376-383.

Schwoyer, W.L.K., 1981

Polyelectrolytes for water and waste water treatment, CRC Press.

Slooff, W., et al, 1992

RIVM guidance document, Ecotoxicological effect assessment: Deriving maximum tolerable concentrations (MTC) from single species toxicity data, RIVM report no. 719102018.

SNF, 1995

Ester-type cationic polyacrylamides, Determination of charge reduction due to hydrolysis.

Soponkanaporn, T., R. Gehr, 1989

The degradation of polyelectrolytes in the environment, insights provided by size exclusion chromatography measurements, *Water Science and Technology* 21, 857-868.

Spraggs, L.D., R. Gehr, J. Hadjinicolaou, 1982

Polyelectrolyte toxicity tests by fish avoidance studies, *Water Science and Technology* 14, 1564-1567.

STOWA, 1982

Slibontwatering, 3, Optimalisatie van slibontwatering met polyelectrolyt.

Struijs, J.D. van de Meent, J. Stoltenkamp, 1991

Simpletreat: a spreadsheet-based box model to predict the fate of xenobiotics in a municipal waste water treatment plant, RIVM report no. 670208002.

Suzuki, J., et al, 1978

Effect of ozone treatment upon biodegradability of water-soluble polymers, *Environ.Sci.Technol.* 12, 1180-1183.

SZW '95

Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid

Registratie van stoffen die de voortplanting kunnen schaden. B 215/654.5.01-juni 1995.

Thomas, W.M., D. Wei Wang, 1985
Acrylamide polymers, p. 169-211. In: *Encyclopedia of Polymer Science and Engineering*, vol. 1, John Wiley and sons. New York.

Verschueren, K., 1983
Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold, New York.

WHO/IPCS, 1985
Environmental health criteria, 49, acrylamide, WHO. Geneva.

W&M, 1991
Milieu-aspecten van kationische oppervlakte actieve stoffen als wasverzachters (aanvulling, Overleggroep deskundigen wasmiddelen-milieu).

Annexes

Annexe 1

Calcul des concentrations en Polyelectrolytes dans l'influent

Calcul des concentrations en Polyelectrolytes dans l'influent

Décantation primaire

En dosant les polyélectrolytes au niveau de la décantation primaire, la quantité totale dosée passe dans l'influent. Dans les calculs, on est parti d'un dosage de 1 mg de polyélectrolytes/l dans l'influent. La concentration dans l'effluent est calculée manuellement sur base de la méthode du modèle SIMPLETREAT.

Circuit des boues

Lors du dosage des polyélectrolytes au niveau de l'épaississement des boues et DE la déshydratation des boues, il n'y a que les polyélectrolytes du filtrat qui passent dans l'influent. La concentration en polyélectrolytes dans l'influent peut être calculée sur base de la concentration en polyélectrolytes dans le filtrat et la proportion des différents flux de filtrat dans l'influent. Le filtrat de la déshydratation forme environ 1 % du courant volumique de l'influent. Le filtrat de la déshydratation des boues constitue environ 1 % du courant volumique de l'influent. Le filtrat de l'épaississement des boues constitue environ 5 % de ce courant volumique.

La concentration dans le filtrat de l'épaississement des boues peut être lue sur l'isotherme d'adsorption dans les fig. 6 et 7 de l'annexe 3.

Partant d'une teneur en polyélectrolytes sur la boue de 5 g de polyélectrolytes/kg de MS, on obtient 0,7 mg/l.

En pratique, les eaux qui sortent de la déshydratation des boues présentent encore une activité résiduelle de 20 mg de polyélectrolytes/l (STOWA, 1982). Sur cette base, pour un dosage au niveau de la déshydratation des boues, on part d'une concentration dans le filtrat de 20 mg/l.

La concentration en polyélectrolytes dans l'influent est donc, pour un dosage au niveau de:

- l'épaississement des boues ($0,7 \text{ mg/l} * 5 \%$) = 0,04 mg/l
- la déshydratation des boues ($20 \text{ mg/l} * 1 \%$) = 0,2 mg/l.

Pour les calculs au niveau du circuit des boues, on part de l'hypothèse du "pire des cas" et on prend comme point de départ 0,2 mg/l.

La concentration dans l'effluent est calculée manuellement sur base de la méthode du modèle SIMPLETREAT.

Décantation secondaire

On ne dose des polyélectrolytes dans la décantation secondaire que lorsque des eaux de pluie sont acheminées dans le circuit. On peut donc supposer que les boues acheminées ne contiennent pas de polyélectrolytes. Le dosage moyen appliqué est de 1 g de polyélectrolytes/kg de MS et la concentration en matières sèches dans l'alimentation est en moyenne de 4 g de MS/l. Le dosage moyen appliqué est de 4 mg de polyélectrolytes/l. Selon l'isotherme d'adsorption de l'annexe 3, la concentration d'équilibre dans la solution est de 0,05 mg/l. L'hydrolyse est négligeable.

Bijlage 2

Aperçu de la toxicité des polyélectrolytes

Aperçu de la toxicité des différents polyélectrolytes de la littérature

Type	Activité	Nom de la subst.	Groupe d'organismes	Espèce	Temps (h)	Concentration mg/l	Critère	Effets/Remarques	Référence
anion	30%	AA AE5	crustacés	Daphnia pulex	48	0.06	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion	8°C	AA AE1	crustacés	Daphnia pulex	48	0.09	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion	20%	AA AE2	crustacés	Daphnia pulex	48	0.11	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion	30%	AA AE4	crustacés	Daphnia pulex	48	0.39	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion	30%	AA AE6	crustacés	Daphnia pulex	48	0.41-0.62	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion	30%	AA AE3	crustacés	Daphnia pulex	48	0.66	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion		Dow AP-30	crustacés	Daphnia magna	96	17	LC50	statique test	Biesinger, 1976
anion	40%	a1	crustacés	Paratya australiensis	96	180	LC50	-	Fourn. a
anion	50%	a1	crustacés	Crangon crangon	96	230	LC50	-	Fourn. a
anion	granule	a2	crustacés	Crangon crangon	96	280	LC50	-	Fourn. a
anion		Dow AP-30	crustacés	Daphnia magna	48	345	LC50	statique test	Biesinger, 1976
anion	40%	a3	crustacés	Crangon crangon	96	460	LC50	-	Fourn. a
anion	50%	a4	crustacés	Paratya australiensis	96	490	LC50	-	Fourn. a
anion	40%	a1	crustacés	Crangon sp.	96	720	LC50	-	Fourn. a
anion	50%	a5	crustacés	Crangon crangon	96	790	LC50	-	Fourn. a
anion	45%	a3	crustacés	Crangon crangon	96	~ 3333	LC50	-	Fourn. a
anion		d1	plantes	orge	-	~50	CS50	rendement rejet/racine	Fourn. d
anion	gel	a6	poissons	Salmo gairdneri	96	18	LC50	-	Fourn. a
anion	30%	AA AE5	poissons	Pimephales promelas	96	20.97	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion	30%	AA AE4	poissons	Pimephales promelas	96	28.42	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion	40%	a1	poissons	Armed bullhead	96	35	LC50	-	Fourn. a
anion	30%	AA AE3	poissons	Pimephales promelas	96	36	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion	8°C	AA AE1	poissons	Pimephales promelas	96	37.23	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion	20%	AA AE2	poissons	Pimephales promelas	96	40.43	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion	30%	AA AE6	poissons	Pimephales promelas	96	55.11	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion	granule	a7	poissons	Salmo gairdneri	96	115	LC50	-	Fourn. a
anion	gel	a8	poissons	Salmo gairdneri	96	130	LC50	-	Fourn. a
anion	gel	a6	poissons	Salmo gairdneri	96	421	LC50	-	Fourn. a
anion	gel	a8	poissons	Salmo gairdneri	96	740	LC50	-	Fourn. a
anion	50%	a1	poissons	Salmo gairdneri	96	811	LC50	-	Fourn. a

P.E. ANIONIQUES

Aperçu de la toxicité des différents polyélectrolytes de la littérature

Type	Activité	Nom de la subst.	Groupe d'organismes	Espèce	Temps (h)	Concentration mg/l	Critère	Effets/Remarques	Référence
P.E. CATIONIQUES									
cation		d2	algues	-	-	< 1	CSEO	(OECD 201)	
cation		d3	algues	-	-	> 1	CSEO	(OECD 201)	
cation		chlorure de polydiméthylallyl-ammonium	algues	<i>Selenastrum capricornutum</i>		0.2	CE50	inhibition	Spraggs, 1982
cation		copolymère d'acrylamide	algues	<i>Selenastrum capricornutum</i>		2	CE50	inhibition	Spraggs, 1982
cation		e1	boues anaérobies		72	22	CSEO	TOC,CSB,form. gaz	Fourn. e
cation		e2	boues anaérobies		3	22-44	CME0	-	Fourn. e
cation		e2	boues anaérobies		6	22-44	CME0	75% eff.TOC/form. gaz	Fourn. e
cation		e1	boues anaérobies		72	44	CME0	20% eff.TOC,CSB,form. gaz	Fourn. e
cation		e1	boues anaérobies		48	44	CME0	40% eff.TOC,CSB,form. gaz	Fourn. e
cation		e2	boues anaérobies		24	44	CSEO	TOC,CSB,form. gaz	Fourn. e
cation		e3	boues anaérobies		24-72	176	CSEO	TOC,CSB,form. gaz	Fourn. e
cation		d2	bactéries	-	-	0.9	CE50	MKH 913 mg/l(DEV 18)	Fourn. d
cation		d4	bactéries	-	-	0.9	CE50	MKH 913 mg/l(DEV 18)	Fourn. d
cation		d2	bactéries	-	-	0.9	CE50	MKH > 5000 mg/l(DEV 18)	Fourn. d
cation		d5	bactéries	-	-	1.8	CE50	mhk = 36.6 mg/l dev 18	Fourn. d
cation		d6	bactéries	<i>Pseudomonas putida</i>	24	15	CE50	dev 18	Fourn. d
cation		d3	bactéries	Protozoa	-	22	CE50	(Erlanger Ziliatentest)	Fourn. d
cation		d7	bactéries	-	-	235	CE50	MHK-1875 mg/l dev 18)	Fourn. d
cation		copolymère d'acrylamide	bactéries	Microtox		250	CE50	-	Spraggs, 1982
cation		chlorure de polydiméthylallyl-ammonium	bactéries	Microtox		7500	CE50	-	Spraggs, 1982
cation	gel	a9	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	0.06	CE0	-	Fourn. a
cation		Suprefloc 330	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	21 j	0.1	CSEO	reproduction	Biesinger, 1976
cation		Suprefloc 330	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	21 j	0.2	CME0	reproduction	Biesinger, 1976
cation		Calgueson M500	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	21 j	1	CSEO	reproduction	Biesinger, 1976
cation		Magnifloc 570 C	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	21 j	1	CSEO	reproduction	Biesinger, 1976
cation		Calgueson M500	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	21 j	2	CME0	reproduction	Biesinger, 1976
cation		Magnifloc 570 C	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	21 j	2	CME0	reproduction	Biesinger, 1976
cation		Suprefloc 330	crustacés	<i>Mysis relicta</i>	14 j	< 0.06	LC50	circulation en continue	Biesinger, 1976
cation	45%	Metac CE3	crustacés	<i>Daphnia pulex</i>	48	0.06	LC50	-	Hall & Miranda 1991
cation	6%	Aetac CE7	crustacés	<i>Daphnia pulex</i>	48	0.06	LC50	-	Hall & Miranda 1991
cation	15.4% a	D chlorure de poly(diméthylallyl)-ammonium)	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	0.08	LC50	-	Cary et al 1987
cation	45%	Metac CE4	crustacés	<i>Daphnia pulex</i>	48	0.08-0.12	LC50	-	Hall & Miranda 1991

Type	Acrité	Nom de la subst.	Groupe	Espèce	Temps (h)	Concentration (mg/l)	Critère	Effets/Remarques	Référence
cañon	-	Polymère K	crustacés	Daphnia magna	48	0.09	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
cañon	75%	Métag C15	crustacés	Daphnia pullex	48	0.1	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
cañon	10%	Aérag C18	crustacés	Daphnia magna	48	0.13	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
cañon	100%	EPI/DNA CS2	crustacés	Daphnia pullex	48	0.16	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
cañon	8.3%	fi-chlorure de poly(diméthylsilyl-éammonium)	crustacés	Daphnia magna	48	0.17	L.C50	-	Cary et al 1987
cañon	15.4%	fi-chlorure de poly(diméthylsilyl-éammonium)	crustacés	Daphnia magna	48	0.17	L.C50	-	Cary et al 1987
cañon	45.7%	Aérag C19	crustacés	Daphnia pullex	48	0.2	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
cañon	45.7%	polysulfonéammonium quaternaire A	crustacés	Daphnia magna	48	0.21	L.C50	-	Cary et al 1987
cañon	35%	Aérag C10	crustacés	Daphnia pullex	48	0.21	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
cañon	10%	Métag C1	crustacés	Daphnia pullex	48	0.22	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
cañon	-	Polymère F	crustacés	Daphnia magna	48	0.24	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
cañon	100%	EPI/DMA CSI	crustacés	Daphnia pullex	48	0.26	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
cañon	45%	Métag C14	crustacés	Daphnia pullex	48	0.26	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
cañon	48	bi	crustacés	Daphnia magna	48	0.28	L.C50	Fourn b	
cañon	Superfloc 330	crustacés	L.annecalanus macrurus	96	0.29	L.C50	statuque	Biesinger, 1976	Biesinger & Stokes 1986
cañon	-	Polymère G	crustacés	Daphnia magna	48	0.32	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
cañon	45%	Aérag C12	crustacés	Daphnia pullex	48	0.32	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
cañon	-	Superfloc 330	crustacés	Daphnia magna	48	0.34	L.C50	statuque	Biesinger, 1976
cañon	48	Nivis rellera	crustacés	Daphnia magna	96	0.5	L.C50	statuque	Biesinger, 1976
cañon	48	Polymère C	crustacés	Daphnia magna	48	0.5	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
cañon	45%	Aérag C14	crustacés	Daphnia pullex	48	0.57	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
cañon	-	(Cajneson M500)	crustacés	Daphnia magna	48	0.65	L.C50	statuque	Biesinger, 1976
cañon	-	Polymère H	crustacés	Daphnia magna	48	0.71	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
cañon	100%	PAD/MA/C S3	crustacés	Daphnia pullex	48	0.77	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
cañon	45%	Aérag C13	crustacés	Daphnia pullex	48	0.98	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
cañon	Superfloc 330	crustacés	Daphnia magna	21	1.1	L.C50	statuque	Biesinger, 1976	
cañon	Polymère B	crustacés	Daphnia magna	48	1.2	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986	
cañon	-	Polymère L	crustacés	Daphnia magna	48	1.84	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
cañon	Mégafloc 570 C	crustacés	Daphnia magna	21	1.85	L.C50	statuque	Biesinger, 1976	

P.E. CATIONIQUES

Aperçu de la toxicité des différents polyelectrolytes de la littérature

Type	Activité	Nom de la subst.	Groupe d'organismes	Espèce	Temps (h)	Concentration mg/l	Critère	Effets/Remarques	Référence
P. E. CATIONIQUES									
cation	100%	DAD/MAC CS4	crustacés	Daphnia pulex	48	2	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
cation	-	Calgueson M500	crustacés	Limnocalanus macrurus	96	2	LC50	statique	Biesinger, 1976
cation	-	Magnifloc 521C	crustacés	Daphnia magna	96	2.1	LC50	statique	Biesinger, 1976
cation	-	Calgueson M500	crustacés	Daphnia magna	21 j	2.85	LC50	statique	Biesinger, 1976
cation	-	Magnifloc 521C	crustacés	Daphnia magna	48	3.7	LC50	statique	Biesinger, 1976
cation	-	Calgueson M500	crustacés	Mysis relicta	96	>4	LC50	statique	Biesinger, 1976
cation	granule	a10	crustacés	Daphnia magna	48	4.6	CE50	-	Fourn. a
cation	-	Gendriv 162	crustacés	Daphnia magna	96	<6.2	LC50	statique	Biesinger, 1976
cation	-	Polymère J	crustacés	Daphnia magna	48	6.78	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère G	crustacés	Daphnia magna	96	8.1	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	75%	MF CS5	crustacés	Gammarus pseudolimnacus	48	12.13	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
cation	-	Polymère O	crustacés	Daphnia pulex	96	12.5	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère M	crustacés	Daphnia magna	48	12.59	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère M	crustacés	Gammarus pseudolimnacus	96	21	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère E	crustacés	Gammarus pseudolimnacus	96	22.8	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère B	crustacés	Gammarus pseudolimnacus	96	31.6	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère L	crustacés	Gammarus pseudolimnacus	96	33.4	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	70%	Mannich CS7	crustacés	Daphnia pulex	48	41.58	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Gendriv 162	crustacés	Daphnia magna	48	42	LC50	statique	Hall & Mirenda 1991
cation	70%	Mannich CS8	crustacés	Daphnia magna	48	45.96	LC50	-	Biesinger, 1976
cation	70%	Mannich CS10	crustacés	Daphnia pulex	48	46.24	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
cation	70%	Mannich CS6	crustacés	Daphnia pulex	48	51.71	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
cation	-	d7	crustacés	Daphnia	-	70	CE50	(OECD 202)	Fourn. d
cation	-	d3	crustacés	Daphnia	-	70	CE50	(OECD 201)	Fourn. d
cation	-	d2	crustacés	Daphnia	-	70	CE50	(OECD 202)	Fourn. d
cation	-	d4	crustacés	Daphnia	-	ca 70	LC50	(OECD 202)	Fourn. d
cation	70%	Mannich CS9	crustacés	Daphnia pulex	48	70.08	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
cation	-	Polymère N	crustacés	Daphnia magna	48	70.71	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère N	crustacés	Gammarus pseudolimnacus	96	85.2	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère A	crustacés	Daphnia magna	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère H	crustacés	Gammarus pseudolimnacus	96	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère I	crustacés	Gammarus pseudolimnacus	96	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère D	crustacés	Daphnia magna	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère C	crustacés	Daphnia magna	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère F	crustacés	Gammarus pseudolimnacus	96	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère K	crustacés	Gammarus pseudolimnacus	96	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polymère D	crustacés	Gammarus pseudolimnacus	96	102.9	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986

P.F. CATIONIQUES

Type	Activité	Nom de la subst.	Groupe	Espèce	Temps (h)	Concentration mg/l	Critère	Effets-Remarques	Référence
cation	granule	a11	crustacés	Daphnia magna	48	110	CE50	-	Fourn. a
cation	-	Poly(mère J)	crustacés	Gammarus pseudolimnacus	96	112.25	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	a14	crustacés	Crangon crangon	96	190	EC50	-	Fourn. a
cation	50%	a15	crustacés	Crangon crangon	96	190	LC50	-	Fourn. a
cation	gel	a12	crustacés	Daphnia magna	48	200	CE50	-	Fourn. a
cation	gel	a13	crustacés	Daphnia magna	48	450	CE50	-	Fourn. a
cation	gel	a9	crustacés	Daphnia magna	48	1000	CE100	-	Fourn. a
cation	-	Poly(mère G)	insectes	Paratanytarsus	48	<6.25	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Poly(mère E)	insectes	Paratanytarsus	48	26.9	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Poly(mère F)	insectes	Paratanytarsus	48	50	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Poly(mère B)	insectes	Paratanytarsus	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Poly(mère M)	insectes	Paratanytarsus	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Poly(mère D)	insectes	Paratanytarsus	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Poly(mère H)	insectes	Paratanytarsus	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Poly(mère I)	insectes	Paratanytarsus	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	d8	plantes	orge	48	>50	CSF0	rendement rejeton/racine	Fourn. d Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Zelag 74	poissons	Salmo gairdneri	-	0.54	CMHE	-	Criddle, 1990
cation	granule	a11	poissons	Leuciscus idus	48	1	LC0	-	Fourn. a
cation	-	d9	poissons	-	96	0.06	LC50	-	Cary et al 1987
cation	8.3% a	B chlorure de poly(diméthylsilylpyridinium)	poissons	Lepomis macrochirus	96	0.082	LC50	-	Cary et al 1987
cation	45.7% a	polysiloxane quaternaire A	poissons	Pimephales promelas	96	0.16	LC50	-	Cary et al 1987
cation	8.3% a	B chlorure de poly(diméthylsilylpyridinium)	poissons	Lepomis macrochirus	96	0.17	LC50	-	Cary et al 1987
cation	8.3% a	B chlorure de poly(diméthylsilylpyridinium)	poissons	Lepomis macrochirus	96	0.18	LC50	-	Cary et al 1987
cation	45.7% a	polysiloxane quaternaire A	poissons	Pimephales promelas	96	0.18	LC50	-	Cary et al 1987
cation	-	Parils C11	poissons	Salmo gairdneri	96	0.185	LC50	-	Cary et al 1987
cation	8.3% a	B chlorure de poly(diméthylsilylpyridinium)	poissons	Salmo gairdneri	96	0.2	LC50	comportement d'évitement	Sprages, 1982
cation	15.4% a	B chlorure de poly(diméthylsilylpyridinium)	poissons	Lepomis macrochirus	96	0.22	LC50	-	Cary et al 1987
cation	8.3% a	B chlorure de poly(diméthylsilylpyridinium)	poissons	Pimephales promelas	96	0.25	LC50	-	Cary et al 1987
cation	15.4% a	B chlorure de poly(diméthylsilylpyridinium)	poissons	Pimephales promelas	96	0.3	LC50	-	Cary et al 1987
cation	8.3% a	B chlorure de poly(diméthylsilylpyridinium)	poissons	Salmo gairdneri	96	0.3	LC50	-	Fourn. b
cation	8.3% a	B chlorure de poly(diméthylsilylpyridinium)	poissons	Lepomis macrochirus	96	0.3	LC50	-	Cary et al 1987
cation	15.4% a	B chlorure de poly(diméthylsilylpyridinium)	poissons	Pimephales promelas	96	0.3	LC50	-	Cary et al 1987
cation	45.7% a	polysiloxane quaternaire A	poissons	Salvelinus namaycush	11 j	0.31	LC50	-	Biesinger, 1976
cation	45.7% a	polysiloxane quaternaire A	poissons	Lepomis macrochirus	96	0.32	LC50	-	Cary et al 1987
cation	-	-	poissons	Salmo gairdneri	14 j	0.34	LC50	-	Biesinger, 1976
cation	-	Parils C11	poissons	Chinese salmon	96	0.357	LC50	-	Manuel of acute tox

Type	Activité	Nom de la subs.	Groupe	Espèce	Temps (h)	Concentration mg/l	Critère	Effets/Remarques	Référence
cation	-	Polyimère B2	poissons	Salmo gairdneri	72	0.384	LC50	circulation en continue	Goodrich, et al., 1991
cation	-	Polyimère B2	poissons	Salmo gairdneri	96	0.384	LC50	circulation en continue	Goodrich, et al., 1991
cation	75 %	Metac CE5	poissons	Pimephales promelas	96	0.4	CE50	comportement d'évitement	Sprags, 1982
cation	-	copolyimère d'acrylamide	poissons	Salmo gairdneri	96	0.4	CE50		Sprags, 1982
cation	-	Metac CE5	poissons	Pimephales promelas	96	0.4	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	-	Polyimère B2	poissons	Salmo gairdneri	96	0.406	LC50	circulation en continue	Goodrich, et al., 1991
cation	-	chlorure de polydiméthyladialyl-ammonium	poissons	Salmo gairdneri	96	0.43	LC50		Sprags, 1982
cation	8.3 % a	B chlorure de poly(diméthylvinylpyridinium)	poissons	Lepomis macrochirus	96	0.45	LC50		Cary et al 1987
cation	15.4 % a	D chlorure de poly(diméthylallyl-ammonium)	poissons	Pimephales promelas	96	0.46	LC50		Cary et al 1987
cation	45.7 % a	polyalkanolamine quaternaire:A	poissons	Lepomis macrochirus	96	0.5	LC50		Cary et al 1987
cation	45.7 % a	polyalkanolamine quaternaire:A	poissons	Lepomis macrochirus	96	0.5	LC50		Cary et al 1987
cation	45 %	Metac CE4	poissons	Pimephales promelas	96	0.52-0.78	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	8.3 % a	B chlorure de poly(diméthylvinylpyridinium)	poissons	Pimephales promelas	96	0.56	LC50		Manual of acute tox
cation	8.3 % a	B chlorure de poly(diméthylvinylpyridinium)	poissons	Lepomis macrochirus	96	0.58	LC50		Cary et al 1987
cation	45.7 % a	polyalkanolamine quaternaire:A	poissons	Pimephales promelas	96	0.59	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	8.3 % a	B chlorure de poly(diméthylvinylpyridinium)	poissons	Lepomis punctatus	96	0.63	LC50		Cary et al 1987
cation	45.7 % a	polyalkanolamine quaternaire:A	poissons	Lepomis macrochirus	96	0.64	LC50		Cary et al 1987
cation	-	Polyimère B2	poissons	Salmo gairdneri	96	0.661	LC50	statique	Goodrich, et al., 1991
cation	-	Polyimère B2	poissons	Salmo gairdneri	72	0.661	LC50	statique	Goodrich, et al., 1991
cation	-	Polyimère B2	poissons	Salmo gairdneri	48	0.675	LC50	statique	Goodrich, et al., 1991
cation	100 %	EPI/DMA CS2	poissons	Pimephales promelas	96	0.68	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	-	Purific C31	poissons	Lectanus punctatus	96	0.68	LC50		Manual of acute tox
cation	-	b1	poissons	Lepomis macrochirus	96	0.7	LC50		Fourn. b
cation	-	Polyimère B2	poissons	Salmo gairdneri	24	0.705	LC50	statique	Goodrich, et al., 1991
cation	100 %	DAD/MAC CS3	poissons	Pimephales promelas	96	0.74	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	-	d2	poissons	Leuciscus idus melanotus	96	0.75-5.5	LC50	(OECD 203)	Fourn. d
cation	-	d2	poissons	Brachydanio rerio	96	0.75-5.5	LC50	(OECD 203)	Fourn. d
cation	45 %	Aeiac CE14	poissons	Pimephales promelas	96	0.8	LC50		Sprags, 1982
cation	100 %	EPI/DMA CS1	poissons	Pimephales promelas	96	0.81	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	-	Polyimère E	poissons	Pimephales promelas	96	0.86	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	100 %	DAD/MAC CS4	poissons	Pimephales promelas	96	0.88	LC50		Biesinger & Stokes 1986
cation	45 %	Metac CE4	poissons	Pimephales promelas	96	0.93	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	-	Polyimère G	poissons	Pimephales promelas	96	1	LC50		Biesinger & Stokes 1986
cation	-	d3	poissons	Leuciscus idus melanotus	96	ca 1	LC50	(OECD 203)	Fourn. d

Type	Activité	Nom de la subst.	Groupe	Espèce	Temps (h)	Concentration (mg/l)	Critère	Effets/Remarques	Référence
cation	d4	poissons	Brachydamio-terro	Brachydamio-terro	96	ca 1	LC50		Fourn. d (OECD 203)
cation	d3	poissons	Leuciscus idus melanus	Leuciscus idus melanus	96	ca 1	LC50		Fourn. d
cation	granule	a10	poissons	Craturnus punctatus	96	1-10	LC50		Fourn. a
cation	-	a16	poissons	poissons	-	1-100	LC50		Fourn. a
cation	a17	poissons	poissons	poissons	-	1-100	LC50		Fourn. a
cation	70%	Mannich C58	poissons	Pimephales promelas	96	1.04	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	45.7% a	quaternaire polyakanolamineA	poissons	Leponis macrochirus	96	1.05	LC50		Gary et al 1987
cation	35%	Aeac CE10	poissons	Pimephales promelas	96	1.05	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	-	Polymére O	poissons	Pimephales promelas	96	1.05	LC50		Biesinger & Stokes 1986
cation	granule	a10	poissons	Leuciscus idus	48	1.1	LC50		Fourn. a
cation	45%	Maëthoc 521C	poissons	Salmo gairdneri	14 j	1.1	LC50		Biesinger, 1976
cation	70%	Mannich C510	poissons	Pimephales promelas	96	1.17	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	45%	Aeac CE13	poissons	Pimephales promelas	96	1.19	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	70%	Burthoc C31	poissons	Leponis macrochirus	96	1.24	LC50		Manual of acute tox
cation	45%	Aeac CE11	poissons	Pimephales promelas	96	1.3	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	70%	Mannich C59	poissons	Pimephales promelas	96	1.36	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	gel	a9	poissons	Leuciscus idus	48	1.4	LC50		Fourn. a
cation	45%	Maëac CE3	poissons	Pimephales promelas	96	1.41	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	25%	Maëac CE2	poissons	Pimephales promelas	96	1.41	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	25%	Aeac CE9	poissons	Pimephales promelas	96	1.45	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	70%	Burthoc C31	poissons	Leponis macrochirus	96	1.47	LC50		Manual of acute tox
cation	70%	Mannich C57	poissons	Pimephales promelas	96	1.48	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	d7	poissons	Brachydamio-terro	Brachydamio-terro	96	2	LC50		Fourn. d (OECD 203)
cation	Suprthoc 330	poissons	Salmo gairdneri	Salmo gairdneri	96	2.12	LC50		Biesinger, 1976
cation	Polymére M	poissons	Pimephales promelas	Pimephales promelas	96	2.18	LC50		Biesinger & Stokes 1986
cation	Polymére H	poissons	Pimephales promelas	Pimephales promelas	96	2.46	LC50		Biesinger & Stokes 1986
cation	Polymére N	poissons	Pimephales promelas	Pimephales promelas	96	2.72	LC50		Biesinger & Stokes 1986
cation	granule	a18	poissons	Salmo gairdneri	96	2.8	LC50		Fourn. a
cation	45%	Aeac CE12	poissons	Pimephales promelas	96	2.81	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	Suprthoc 330	poissons	Salvelinus namaycush	Salvelinus namaycush	96	2.85	LC50		Biesinger, 1976
cation	-	Polymére F	poissons	Pimephales promelas	96	2.87	LC50		Biesinger & Stokes 1986
cation	70%	Mannich C56	poissons	Pimephales promelas	96	3.29	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	-	Polymére I	poissons	Pimephales promelas	96	3.74	LC50		Biesinger & Stokes 1986
cation	10%	Maëac CE1	poissons	Pimephales promelas	96	4.7	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	10%	Aeac CE8	poissons	Pimephales promelas	96	4.9-3.29	LC50		Hall & Miranda 1991
cation	gel	a12	poissons	Leuciscus idus	48	5.4	LC50		Fourn. a

Aperçu de la toxicité des différents polyélectrolytes de la littérature									
Type	Activité	Nom de la subst.	Groupe	Espèce	Temps	Concentration	Crrière	Effets/Remarques	Référence
			d'organismes		(h)	mg/l			
cation	d7	Calqueson M150	poissons	<i>Salvelinus namaycush</i>	96	5.7	LC50	(OECD 203)	Form. d
cation	-	Polyamère L	poissons	Pimephales promelas	96	5.7	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polyamère K	poissons	Pimephales promelas	96	6.82	LC50	-	Biesinger, 1976
cation	-	Polyamère D	poissons	Pimephales promelas	96	7.4	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Magnifloc 521C	poissons	<i>Salmo gairdneri</i>	96	8.7	LC50	statique	Biesinger, 1976
cation	-	Polyamère J	poissons	Pimephales promelas	96	9.47	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	2%	Acetac CE6	poissons	<i>Ictalurus punctatus</i>	96	10-100	LC50	-	Form. a
cation	6%	Acetac CE7	poissons	Pimephales promelas	96	11.6	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
cation	-	Polyamère B	poissons	Pimephales promelas	96	13.49	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
cation	-	Polyamère C	poissons	Pimephales promelas	96	> 100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	-	Polyamère A	poissons	Pimephales promelas	96	> 100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
cation	75%	MF CSS	poissons	Pimephales promelas	96	> 170	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
cation	50%	Gandriv 162	poissons	<i>Salmo gairdneri</i>	96	218	LC50	-	Biesinger, 1976
cation	gel	a19	poissons	<i>Salmo gairdneri</i>	96	226	LC50	-	Form. a
cation	granule	a13	poissons	<i>Leuciscus idus</i>	48	280	LC50	-	Form. a
cation	granule	a13	poissons	<i>Ictalurus punctatus</i>	96	> 1000	LC50	-	Form. a
cation	granule	Parifloc C31	poissons	<i>Salmo gairdneri</i>	36	1	CL100	eau stagnante	Biesinger, 1976
cation	a11	Zetag 74	poissons	<i>Leuciscus idus</i>	48	20	CL100	-	Form. a
cation	a11	Zetag 74	poissons	<i>Salmo gairdneri</i>	130min	54	CL100	survie (130 min)	Cridille, 1990
cation	15.4% a	B chlorure de poly(diméthylaldyl ammonium)	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	0.14	LC50	+ 50 mg/l silice	Cary, 1987
cation	8.3% a	B chlorure de poly(dyméthylvinylpyridinium)	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	0.24	LC50	+ 50 mg/l kaolin	Cary, 1987
cation	45.7% a	B chlorure de poly(dyméthylvinylpyridinium)	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	0.26	LC50	+ 50 mg/l silice	Cary, 1987
cation	8.3% a	B chlorure de poly(dyméthylvinylpyridinium)	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	0.37	LC50	+ 50 mg/l silice	Cary, 1987
cation	45.7% a	B chlorure de poly(dyméthylvinylpyridinium)	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	0.91	LC50	+ 50 mg/l kaolin	Cary, 1987
cation	45.7% a	polyakanolamine quarernate A	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	1	LC50	+ 50 mg/l illite	Cary, 1987
cation	15.4% a	D chlorure de poly(diméthylaldyl ammonium)	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	1.1	LC50	+ 50 mg/l kaolin	Cary, 1987
cation	15.4% a	D chlorure de poly(diméthylaldyl ammonium)	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	1.2	LC50	+ 50 mg/l illite	Cary, 1987
cation	15.4% a	D chlorure de poly(diméthylaldyl ammonium)	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	2.2	LC50	+ 50 mg/l acide fulvique	Cary, 1987
cation	8.3% a	B chlorure de poly(dyméthylvinylpyridinium)	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	3.6	LC50	+ 50 mg/l illite	Cary, 1987
cation	8.3% a	B chlorure de poly(dyméthylvinylpyridinium)	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	4.3	LC50	+ 50 mg/l acide fulvique	Cary, 1987
cation	45.7% a	polyakanolamine quarernate A	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	5.9	LC50	+ 50 mg/l lignosite	Cary, 1987
cation	15.4% a	D chlorure de poly(diméthylaldyl ammonium)	crustacés	<i>Daphnia magna</i>	48	7.1	LC50	+ 50 mg/l bentonite	Cary, 1987

P.E. CATIONIQUE AVEC ADDITION DE SUBSTANCES ORGANIQUES

Aperçu de la toxicité des différents polyélectrolytes de la littérature

Type	Activité	Nom de la subst.	Groupe d'organismes	Espèce	Temps (h)	Concentration mg/l	Critère	Effets/Remarques	Référence
cation	15,4 % a	D chlorure de poly(diméthylallyl ammonium)	crustacés	Daphnia magna	48	7,4	LC50	+ 50 mg/l acide humique	Cary, 1987
cation	8,3 % a	B chlorure de poly(diméthylvinylpyridinium)	crustacés	Daphnia magna	48	7,7	LC50	+ 50 mg/l acide humique	Cary, 1987
cation	15,4 % a	D chlorure de poly(diméthylallyl ammonium)	crustacés	Daphnia magna	48	7,9	LC50	+ 50 mg/l lignosite	Cary, 1987
cation	8,3 % a	B chlorure de poly(diméthylvinylpyridinium)	crustacés	Daphnia magna	48	>8,3	LC50	+ 50 mg/l bentonite	Cary, 1987
cation	8,3 % a	B chlorure de poly(diméthylallyl ammonium)	crustacés	Daphnia magna	48	>8,3	LC50	+ 50 mg/l acide tannique	Cary, 1987
cation	8,3 % a	B chlorure de poly(diméthylvinylpyridinium)	crustacés	Daphnia magna	48	>8,3	LC50	+ 50 mg/l lignosite	Cary, 1987
cation	8,3 % a	B chlorure de poly(diméthylallyl ammonium)	crustacés	Daphnia magna	48	>8,3	LC50	+ 50 mg/l lignine	Cary, 1987
cation	45,7 % a	poly(alkanolamine quaternaire A)	crustacés	Daphnia magna	48	10,5	LC50	+ 50 mg/l acide humique	Cary, 1987
cation	15,4 % a	D chlorure de poly(diméthylallyl ammonium)	crustacés	Daphnia magna	48	11,9	LC50	+ 50 mg/l acide tannique	Cary, 1987
cation	45,7 % a	poly(alkanolamine quaternaire A)	crustacés	Daphnia magna	48	14,6	LC50	+ 50 mg/l acide fulvique	Cary, 1987
cation	15,4 % a	D chlorure de poly(diméthylallyl ammonium)	crustacés	Daphnia magna	48	>15,4	LC50	+ 50 mg/l lignine	Cary, 1987
cation	45,7 % a	poly(alkanolamine quaternaire A)	crustacés	Daphnia magna	48	17,4	LC50	+ 50 mg/l acide tannique	Cary, 1987
cation	45,7 % a	poly(alkanolamine quaternaire A)	crustacés	Daphnia magna	48	20,1	LC50	+ 50 mg/l bentonite	Cary, 1987
cation	45,7 % a	poly(alkanolamine quaternaire A)	crustacés	Daphnia magna	48	28,8	LC50	+ 50 mg/l lignine	Cary, 1987
cation		Purifloc C31	poissons	Salmo gairdneri	72	30	CS50	+ 33 mg/l corps solide	Biesinger, 1976
cation	8,3 % a	poly(diméthylvinylpyridinium)chloride-B	poissons	Lepomis macrochirus	96	0,26	LC50	+ 50 mg/l kaolin	Cary, 1987
cation	8,3 % a	poly(diméthylvinylpyridinium)chloride-B	poissons	Lepomis macrochirus	96	0,27	LC50	+ 50 mg/l illite	Cary, 1987
cation	8,3 % a	poly(diméthylvinylpyridinium)chloride-B	poissons	Lepomis macrochirus	96	0,28	LC50	+ 50 mg/l silice	Cary, 1987
cation	45,7 % a	quaternaire poly(alkanolamine-A)	poissons	Lepomis macrochirus	96	0,35	LC50	+ 50 mg/l silice	Cary, 1987
cation	15,4 % a	poly(diméthylallyl ammonium)chloride-D	poissons	Lepomis macrochirus	96	0,39	LC50	+ 50 mg/l silice	Cary, 1987
cation	15,4 % a	poly(diméthylallyl ammonium)chloride-D	poissons	Lepomis macrochirus	96	0,4	LC50	+ 50 mg/l kaolin	Cary, 1987
cation	45,7 % a	quaternaire poly(alkanolamine-A)	poissons	Lepomis macrochirus	96	0,41	LC50	+ 50 mg/l kaolin	Cary, 1987
cation	15,4 % a	poly(diméthylallyl ammonium)chloride-D	poissons	Lepomis macrochirus	96	0,55	LC50	+ 50 mg/l illite	Cary, 1987
cation	45,7 % a	quaternaire poly(alkanolamine-A)	poissons	Lepomis macrochirus	96	1,1	LC50	+ 50 mg/l illite	Cary, 1987
cation	45,7 % a	quaternaire poly(alkanolamine-A)	poissons	Lepomis macrochirus	96	2,2	LC50	+ 50 mg/l illite	Cary, 1987
cation	45,7 % a	quaternaire poly(alkanolamine-A)	poissons	Lepomis macrochirus	96	2,9	LC50	+ 50 mg/l acide fulvique	Cary, 1987
cation	45,7 % a	quaternaire poly(alkanolamine-A)	poissons	Lepomis macrochirus	96	3,2	LC50	+ 50 mg/l lignosite	Cary, 1987
cation	8,3 % a	poly(diméthylvinylpyridinium)chloride-B	poissons	Lepomis macrochirus	96	3,3	LC50	+ 50 mg/l lignine	Cary, 1987
cation	8,3 % a	poly(diméthylvinylpyridinium)chloride-B	poissons	Lepomis macrochirus	96	3,5	LC50	+ 80 mg/l acide fulvique	Cary, 1987
cation	8,3 % a	poly(diméthylvinylpyridinium)chloride-B	poissons	Lepomis macrochirus	96	3,7	LC50	+ 50 mg/l lignosite	Cary, 1987
cation	15,4 % a	poly(diméthylallyl ammonium)chloride-D	poissons	Lepomis macrochirus	96	3,7	LC50	+ 50 mg/l lignine	Cary, 1987
cation	15,4 % a	poly(diméthylallyl ammonium)chloride-D	poissons	Lepomis macrochirus	96	3,7	LC50	+ 50 mg/l lignosite	Cary, 1987
cation	45,7 % a	quaternaire poly(alkanolamine-A)	poissons	Lepomis macrochirus	96	3,8	LC50	+ 50 mg/l lignine	Cary, 1987
cation	15,4 % a	poly(diméthylallyl ammonium)chloride-D	poissons	Lepomis macrochirus	96	4,2	LC50	+ 50 mg/l acide fulvique	Cary, 1987
cation	45,7 % a	quaternaire poly(alkanolamine-A)	poissons	Lepomis macrochirus	96	4,6	LC50	+ 50 mg/l acide tannique	Cary, 1987
cation	8,3 % a	poly(diméthylvinylpyridinium)chloride-B	poissons	Lepomis macrochirus	96	6,2	LC50	+ 50 mg/l acide humique	Cary, 1987
cation	8,3 % a	poly(diméthylvinylpyridinium)chloride-B	poissons	Lepomis macrochirus	96	6,2	LC50	+ 50 mg/l acide tannique	Cary, 1987

P.E. CATIONIQUES AVEC ADDITION DE SUBSTANCES ORGANIQUES

Aperçu de la toxicité des différents polyélectrolytes de la littérature

Type	Activité	Nom de la subst.	Groupe	Espèce	Temps (h)	Concentration mg/l	Critère	Effets/Remarques	Référence
cation	8.3% a	poly(diméthylvinylpyridinium)chlorure:B	poissons	Lepomis macrochirus	96	6.2	LC50	+ 50 mg/l bentonite	Cary, 1987
cation	45.7% a	quatenaire polyalkanolamine-A	poissons	Lepomis macrochirus	96	6.4	LC50	+ 50 mg/l acide humique	Cary, 1987
cation	15.4% a	poly(diméthylallyl ammonium)chloride:D	poissons	Lepomis macrochirus	96	6.5	LC50	+ 50 mg/l bentonite	Cary, 1987
cation	15.4% a	poly(diméthylallyl ammonium)chloride:D	poissons	Lepomis macrochirus	96	6.5	LC50	+ 50 mg/l acide humique	Cary, 1987
cation	15.4% a	poly(diméthylallyl ammonium)chloride:D	poissons	Lepomis macrochirus	96	6.5	LC50	+ 50 mg/l acide tannique	Cary, 1987
cation	45.7% a	quatenaire polyalkanolamine-A	poissons	Lepomis macrochirus	96	7.3	LC50	+ 50 mg/l bentonite	Cary, 1987
cation		b1	poissons	Salmo gairdneri	96	42	LC50	avec acide humique	Fourn. b
NON-IONISCHE P.E.									
non-ion	15%	a22	crustacés	Daphnia magna	96	> 1000	CSEO	immobilité	Fourn. a
non-ion	0%	PA NE1	crustacés	Daphnia pulex	48	0.08	LC50	-	Hall & Miranda 1991
non-ion	-4%	PA NE2	crustacés	Daphnia pulex	48	0.15	LC50	-	Hall & Miranda 1991
non-ion	25%	a20	crustacés	Daphnia magna	48	15.3	CE50	-	Fourn. a
non-ion		Magnifloc 905N	crustacés	Daphnia magna	96	16.5	LC50	-	Biesinger, 1976
non-ion		Magnifloc 905N	crustacés	Daphnia magna	48	> 50	LC50	statique	Biesinger, 1976
non-ion	50%	a21	crustacés	Crangon crangon	96	53	LC50	-	Fourn. a
non-ion	15%	a22	poissons	Brachydanio rerio	96	> 1000	CSEO	mortalité	Fourn. a
non-ion	25%	a20	poissons	Salmo gairdneri	96	7.97	LC50	-	Fourn. a
non-ion		Magnifloc 905N	poissons	Salmo gairdneri	96	> 8	LC50	statique	Biesinger, 1976
non-ion	-4%	PA NE2	poissons	Pimephales promelas	96	63.63	LC50	-	Hall & Miranda 1991
non-ion	0%	PA NE1	poissons	Pimephales promelas	96	63.63	LC50	-	Hall & Miranda 1991
non-ion + anion		a16	poissons	poissons	-	500	LC50	-	Fourn. a
non-ion	gel	a23	poissons	Salmo gairdneri	96	3500	LC50	-	Fourn. a
MONOMERE ACRYLAMIDE									
monomere		acrylamide	algues	Selenastrum capricornutum		72	CE50	inhibition	Spraggs, 1982
monomere		acrylamide	bactéries	Microtox		13500	CE50		Spraggs, 1982
monomere		acrylamide	poissons	-	9 j	56	CME0	comportement alimentaire	Criddle, 1990
monomere		acrylamide	poissons	Salmo gairdneri		8	LC50		Spraggs, 1982
monomere		acrylamide	poissons	Salmo gairdneri		140	CE50	comportement d'évitement	Spraggs, 1982
monomere		DMDAAC monomere	algues	Selenastrum capricornutum		220	CE50	inhibition	Spraggs, 1982
monomere		DMDAAC monomere	bactéries	Microtox		22500	CE50		Spraggs, 1982
monomere		DMDAAC monomere	poissons	Salmo gairdneri		>4	LC50		Spraggs, 1982
monomere		DMDAAC monomere	poissons	Salmo gairdneri		900	CE50	comportement d'évitement	Spraggs, 1982

Annexe 3

Adsorption et hydrolyse des Polyelectrolytes

Adsorption et hydrolyse des polyelectrolytes

Le comportement d'adsorption des polyélectrolytes dans le circuit des eaux est calculé avec le modèle SIMPLETREAT. Dans ce modèle, on part d'une relation linéaire entre la fraction adsorbée et la fraction dissoute comme suit:

$$K_p = X_s/C_w \text{ [l/kg]}$$

Le comportement d'adsorption est en pratique mieux décrit par l'isotherme de Langmuir:

$$q_e = bQ C_w / (1 + b C_w)$$

Le début de l'isotherme de Langmuir peut être linéarisé. Une linéarisation avec $q_e \ll Q_c$ donne:

$$q_e = bQ \cdot C = X_s/1000 = K_p \cdot C_w/1000$$

Gehr (1982) a déterminé des isothermes de Langmuir pour trois polyélectrolytes cationiques différents (fig. 6). Les valeurs b et Q déduites de ces isothermes permettent de déterminer une valeur K_p moyenne de 18700 l/kg. La fig. 6 montre que cette courbe est suivie jusqu'à 1/10 de la capacité maximale d'adsorption. Au-dessus de cette proportion, on sous-évalue de plus en plus la concentration dans la phase aqueuse. La fig. 6 permet de déduire qu'à partir de 1/3 de la capacité d'adsorption, l'isotherme s'en éloigne sensiblement. Une régression des données jusqu'à 1/3 de l'adsorption fournit une constante de 13.65 avec un coefficient de régression élevé ($R^2 = 0,975$). Jusqu'à 1/3 de la capacité maximale d'adsorption, on peut partir d'une relation linéaire avec un K_p de 13650 l/kg. La capacité maximale d'adsorption trouvée par Gehr est d'en moyenne 7 mg de polyélectrolytes/g de MS, ce qui permet de partir d'une relation linéaire jusqu'à 2,3 mg de polyélectrolytes/g de MS.

Les expériences de Schumann (1991) permettent de calculer un K_p de 12250 l/kg.

Calcul de l'adsorption

Les fig. 6 et 7 représentent une relation empirique entre la concentration à l'équilibre dans l'eau et un certain degré de charge de la boue. On peut y voir que la valeur K_p diminue à un taux de charge élevé. Etant donné que le rapport n'est pas linéaire, cette courbe empirique est surtout choisie à un taux de charge élevé plutôt qu'une constante K_p . Sur cette courbe, on peut chercher un point où la fraction adsorbée (f) donne un taux de charge qui correspond à la fraction résiduelle ($1-f$) dans la solution. Le taux de charge est calculé via la quantité de polyélectrolytes par équivalent-habitant (e.h.) et la quantité de boue par e.h. La quantité d'eaux usées par e.h. est de 150 l/j, les quantités de boues primaires et secondaires sont respectivement de 40 et de 13 g MS/j. Pour la décantation primaire, on a par exemple:

$$\frac{f_i \cdot 150 \cdot C_i}{40} = K_p \cdot (1-f_i) \cdot C_a$$

Dans une installation présentant une étape de décantation primaire, l'adsorption est réalisée en deux étapes. Au dosage maximal, qui conduit à 1 mg polyélectrolytes/l dans l'influent, 150 mg de polyélectrolytes/l se répartissent entre l'eau et 40 g de MS de boue primaire par e.h. dans la décantation primaire. Le graphique montre qu'environ 75 % se lie à la boue (f_1). La fraction dissoute (25 %) passe dans le réservoir aération et se répartit entre l'eau et 13 g de MS de boues primaires/e.h. jour.

A $T = 32$ heures, 60 % est fixé dans les boues secondaires (f_2).

Si le temps d'aération est plus court, on forme plus de boues secondaires. Partant de 20 g de MS de boues secondaires/e.h. jour à $T = 10$ h, 70 % est fixé dans les boues secondaires (f_2).

Pour un dosage dans le circuit des boues où 0,2 mg de polyélectrolytes arrivent dans l'effluent, les pourcentages d'adsorption sont différents. 83 % est fixé au niveau de la décantation primaire (f_1) et dans les boues secondaires fortement ou faiblement chargées, on fixe respectivement 50 % et 60 % (f_2).

La concentration résiduelle dans la solution est soumise à l'hydrolyse pendant le temps de séjour du liquide dans le réservoir d'aération.

Calcul de l'hydrolyse

Selon les données du fabricant, les polyélectrolytes cationiques à base de copolymère de polyacrylamide et de polyacrylate sont très sensibles à l'hydrolyse. A un pH neutre et une température de 20 °C, la demi-durée serait de 8 heures (données plus détaillées: cf. Marroni SNF).

La constante de la vitesse d'hydrolyse de 1er ordre découle de:

$$\ln 2 = K_h * 8$$

$$K_h = 0,086/h$$

Dans un système mélangé complètement homogène, la réduction par hydrolyse est une fonction de la concentration d'équilibre dans le réacteur, qui est également identique à la concentration de l'effluent (C_e)

$$-dC/dt = K_h * C_e$$

Un bilan massique du réacteur avec un volume V et un flux Q permet de déterminer:

$$Q * C_a = Q * C_e + K_h * V * C_e$$

$$C_a/C_e = 1 + K_h * T$$

où T est le temps de séjour hydraulique moyen ($T = V/Q$).

La description d'une ERU selon un système mélangé complètement homogène est dans ce cas réalisée selon l'hypothèse du "pire des cas". Si le système est conçu comme réacteur à courant bouché, la conversion est plus complète avec une réaction de 1er ordre. La conversion est déterminée par:

$$\frac{C_a}{C_c} = e^{K_h * T}$$

La conversion réelle dans une ERU peut être considérée comme la moyenne entre la conversion dans un système complètement mélangé homogène et celle dans un réacteur à courant bouché.

Pour un temps de séjour (T) de 32 heures, comme dans le réglage par défaut de SIMPLE-TREAT, la dégradation par hydrolyse est de 73 % dans un mélangeur homogène et de 94 % dans un courant bouché.

L'hydrolyse moyenne dans les installations à faible charge est par conséquent 83 % (f_3).

La valeur par défaut pour T de 32 heures semble extrême. Sur base des données de CBS, la valeur varie entre 10 et 32 heures.

Pour un temps de séjour de 10 heures, la conversion par hydrolyse dans un mélangeur homogène est de 46 % et dans un courant bouché de 58 %. L'hydrolyse moyenne dans des installations à forte charge est par conséquent de 52 % (f_3).

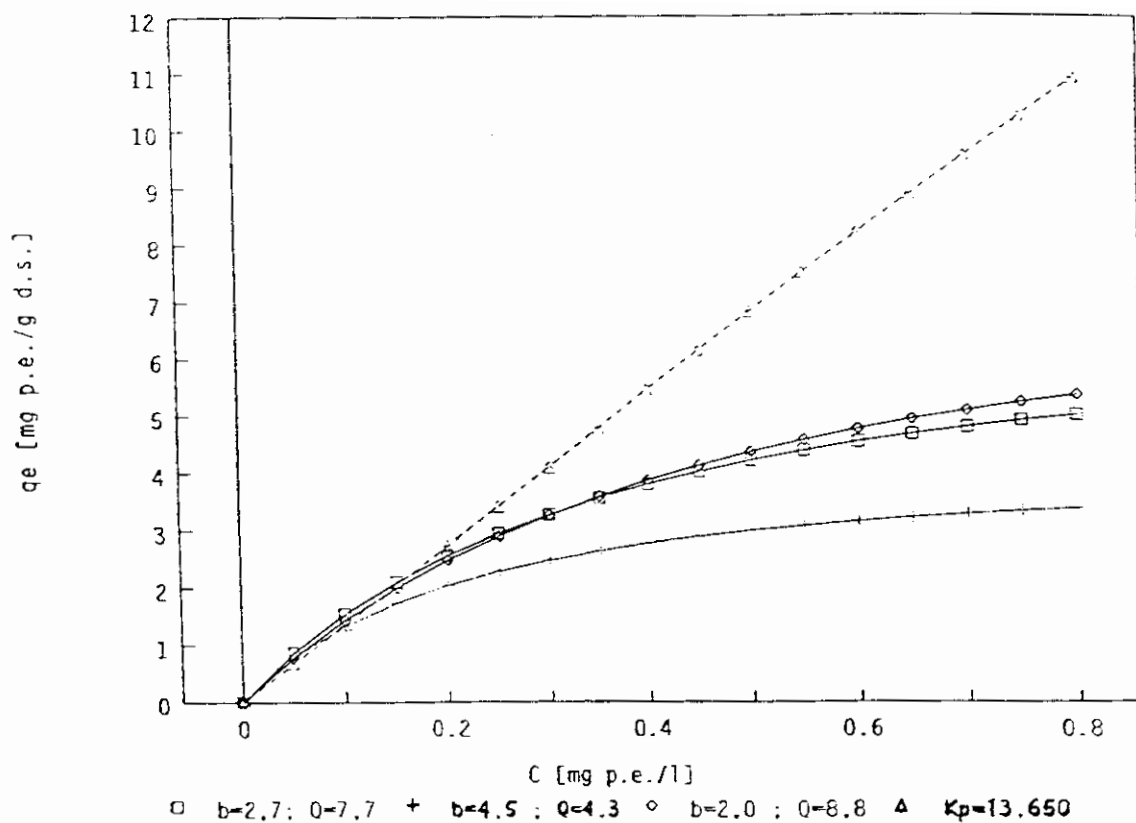


Figure 6 Fraction adsorbée de polyélectrolytes (q_e) en fonction de la concentration en polyélectrolytes dans la phase aqueuse (C) selon 3 isothermes de Langmuir pour différents polyélectrolytes cationiques sur des boues activées et selon un comportement d'adsorption linéaire avec une valeur K_p de 13650 l/kg.

Langmuir jusqu'à $1/3 Q$

Régression Linéarisation

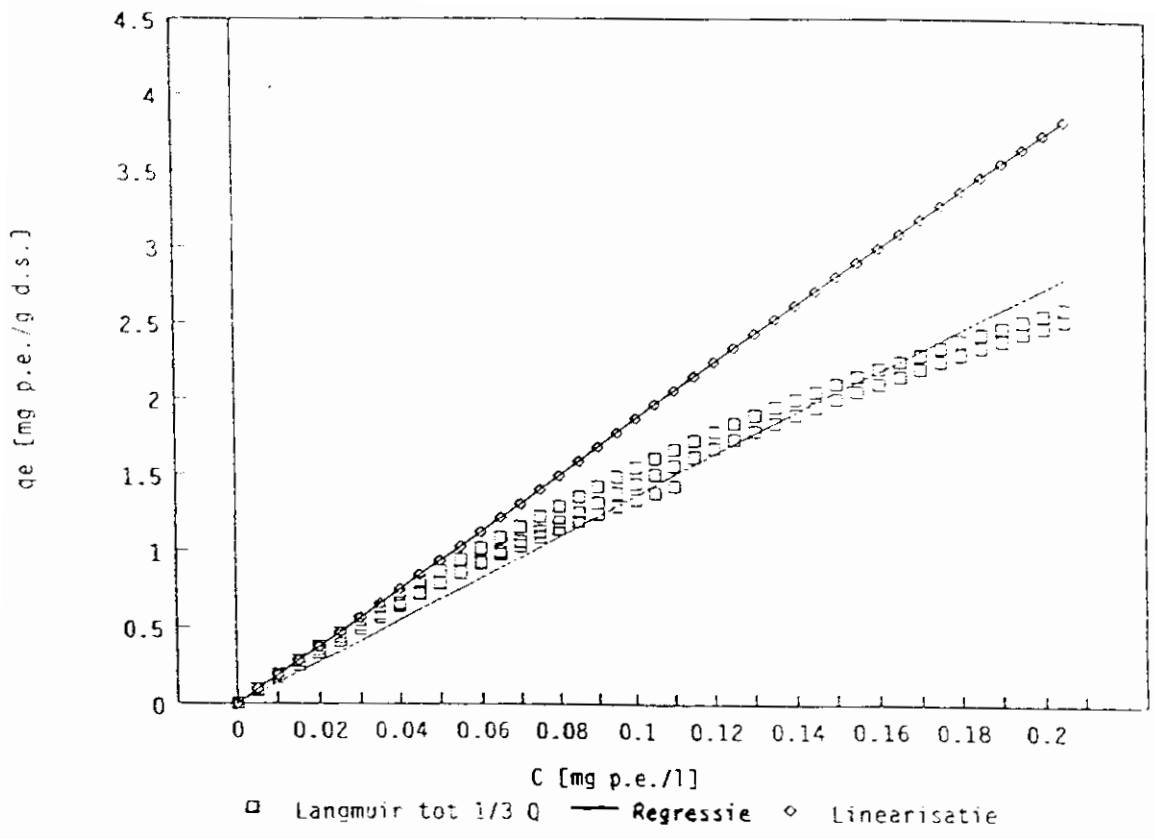


Figure 7 Fraction adsorbée de polyélectrolytes (q_e) en fonction de la concentration en polyélectrolytes dans la phase aqueuse (C) selon 3 isothermes de Langmuir pour différents polyélectrolytes cationiques jusqu'à 1/3 de la capacité d'adsorption maximale (Q), la courbe de régression de ces points (correspondant à une valeur K_p de 13650) et linéarisation de l'isotherme de Langmuir (correspondant à une valeur K_p de 18700).

Annexe 4

Effets sur la sante des produits Secondaires

Effets sur la sante des produits secondaires

Les polyélectrolytes contiennent, outre la substance active, différents produits secondaires. Dans certains cas, ces produits secondaires sont plus dangereux pour l'homme que les substances actives elles-mêmes.

Les huiles minérales sont par exemple cancérigènes pour l'homme. Les distillats de pétrole peuvent irriter la peau, les yeux et les voies respiratoires. Une exposition longue durée aux vapeurs des distillats de pétrole peut endommager le système nerveux central.

Tant les produits liquides que les produits solides peuvent contenir de petites quantités d'acrylamide. L'acrylamide irrite la peau et les muqueuses. Il peut provoquer des cloches et une desquamation, notamment au niveau de la paume des mains et de la plante des pieds.

L'acrylamide peut avoir des effets sur le système nerveux central. Ces effets se caractérisent par une fatigue extrême, de la somnolence, des troubles de la mémoire et des vertiges. Dans les cas les plus graves, on constate des problèmes de confusion, de désorientation et d'hallucinations. On constate en particulier des problèmes de coordination lors de la marche. Des effets sur le système nerveux périphérique n'apparaissent qu'après une longue durée d'exposition et se caractérisent par la perte des réflexes des tendons, une diminution de la sensibilité au toucher et des faiblesses musculaires dans les membres. Des effets sur le système nerveux autonome se manifestent entre autres par une transpiration excessive. Après l'arrêt de l'exposition à l'acrylamide, la récupération est en général totale.

L'acrylamide est cancérigène pour les animaux de laboratoire. On a constaté des tumeurs pulmonaires et dermiques chez les souris. On ne dispose pas de suffisamment de données pour pouvoir évaluer les propriétés cancérigènes sur l'homme (LARC, 1986). Aux Pays-bas, l'acrylamide est repris sur la liste néerlandaise des substances cancérigènes.

On n'a pas d'indications qui montrent que l'acrylamide provoque des effets sur le fœtus de l'homme. La substance peut probablement être évacuée via le lait maternel. On ne peut pas se prononcer sur les effets de l'acrylamide sur la fertilité de l'homme, la substance peut toutefois s'accumuler dans le système de reproduction mâle. Les substances qui peuvent nuire à la reproduction sont soumises à une obligation d'enregistrement supplémentaire. Le Ministère néerlandais des Affaires Sociales et de l'Emploi ("Ministerie van SZM = Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid") conseille de coupler cet enregistrement avec celui des substances cancérigènes. On mentionne explicitement l'acrylamide, en raison des effets possibles des substances mutagènes sur la reproduction (SWZ 1995).

L'acrylamide est rapidement assimilé par le corps après une ingestion, une exposition de la peau et une inhalation. Après l'absorption, la plus grande partie (66 %) est à nouveau éliminée via les reins et la bile (demi-durée de quelques heures). Une partie reste dans le corps et peut s'accumuler dans le système nerveux, le foie, les reins et le système de reproduction mâle. L'acrylamide résiduel a une demi-durée de 10 jours (WHO/IPCS, 1985).

Les autres produits secondaires sont entre autres l'hydroxypropionitrile, l'isobutyronitrile, le mono-oléate de sorbitanne et l'acrylonitrile.

On sait que l'hydroxypropionitrile est toxique après ingestion ou après un contact avec la peau. Les effets après exposition ne sont pas spécifiés. En présence de substances basiques, du cyanure très toxique peut se former. L'isobutyronitrile est également toxique après ingestion ou contact avec la peau. Les effets possibles de cette substance après exposition ne sont pas spécifiés non plus. On sait que les poussières peuvent provoquer une irritation de la peau.

On n'a pas trouvé de données de toxicité sur le mono-oléate de sorbitanne (SAX, 1989).

L'acrylonitrile détecté par Goppers (1976) dans un polyacrylamide cationique quaternaire est cancérigène pour l'homme.