

FP/110775-03

2392
48



2392.

EUTROSYM '76

**20.-25. IX. 1976 Karl-Marx-Stadt
République Démocratique Allemande**

**Procès-verbal
du Symposium International sur
l'EUTROPHISATION et l'ASSAINISSEMENT
des EAUX DE SURFACE**

EUTROSYM '76

Symposium International sur
l'eutrophisation et
l'assainissement
des eaux de surfaces

20 - 25 septembre 1976
Karl-Marx-Stadt
République Démocratique Allemande

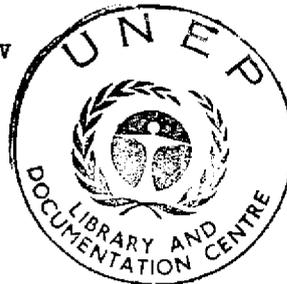
Organisateurs:

Programme
des Nations Unies
pour l'environnement
P.N.U.E.

Institut pour l'Economie des Eaux
auprès du Ministère de la Protec-
tion de l'Environnement et de
l'Economie des Eaux de la
République Démocratique Allemande

Vol. IV

Vol. I: Compte rendu
Vol. II: Complexe A
Vol. III: Complexe B
Vol. IV: Complexe C
Vol. V: Complexe D, E



Complexe C

Rapport général: Mesures prises contre la croissance en masse
des plantes aquatiques et le phytoplancton

Rapporteur: Aguirre Martinez, J., Mexico

Communications:

A propos de l'effet du *Hypophthalmichthys molitrix* dans les éco-
systèmes étang et lac

BARTHELMES, D. République Démocratique Allemande

Lutte contre les macrophytes au moyen de *Ctenopharyngodon idella*

JÄHNICHEN, H. République Démocratique Allemande

Le développement de biomasse de macrophytes submergés dans les
eaux lentes riches en matières nutritives et ses effets sur le
bilan d'oxygène des eaux

JORGA, W., WEISE, G. République Démocratique Allemande

Des considérations quant à l'influence de poissons sur le fonc-
tionnement de systèmes écologiques de lacs et les effets sur la
qualité de l'eau

KAJAK, Z. Pologne

Etangs d'algues - protection contre l'eutrophisation

KALISZ, L. Pologne

Emploi d'herbicides pour la déprolifération des plantes herba-
cées y compris la lutte contre les algues et son rapport à la
protection de l'environnement

KRAMER, D., SCHMALAND, G. République Démocratique Allemande

Lutte contre les plantes aquatiques dans les systèmes d'irriga-
tion et de drainage en Egypte. Problème actuel et solution pro-
posée

MOURSI, H. A. Egypte

Estimation hydrotoxicologique de pesticides sélectionnés
TSCHEU-SCHLÜTER, M. République Démocratique Allemande

Eutrophisation des petits fonds des réservoirs d'eau et méthode
de leur restriction en combinaison avec l'augmentation de leur
bioproduktivité

VELIČKO, I. M., DECHTJAR, M. N., ŽURALEVA, L. A., SIMBALEVSKAJA,
L. N., KOSTIKOVA, L. E., PALAMARČUK, I. K., JAKUBOVSKIJ, A. B.
République Socialiste Soviétique
d'Ukraine

Les restes d'engrais et de produits agrochimiques en rapport avec
l'eutrophisation à Sri Lanka

WEERARATNA, C. S. Sri Lanka

D'autres communications présentées par écrit pour la discussion:

Prise de position au complexe C de la part de la délégation de
la République Démocratique Allemande

BARTHELMES, D. République Démocratique Allemande

Expériences et réflexions sur la propagation, l'élevage et le
transport de poissons herbivores, ainsi que sur le contrôle des
écosystèmes aquatiques

JÄHNICHEN, H., BARTHELMES, D.
République Démocratique Allemande

L'utilisation possible de poissons pour une récultivation bio-
logique

KAJAK, L. Pologne

Mesures prises dans l'agriculture pour lutter contre l'eutrophi-
sation des eaux

KORIATH, H., KRAMER, D. République Démocratique Allemande

La lutte chimique contre les plantes aquatiques supérieures et
le phytoplancton, à l'aide d'herbicides

KRAMER, D., SCHMALAND, G. République Démocratique Allemande

En outre, les orateurs suivants sont intervenus dans la discussion:

AMUZU, A. T.	Ghana
MOURSI, H. A.	Egypte
SERRY, A.	Egypte
SZYMAŃSKA, H.	Pologne
WRÓBEL de la part de KOCAN	Pologne
ZIMBALEVSKAJA, L. N.	République Démocratique Soviétique d'Ukraine

Remarque:

Le Bureau régional de l'O.M.S. pour l'Europe, Copenhague, a mis à notre disposition, pour information supplémentaire, le rapport fait par L. LANDNER (Stockholm/Suède) 1976: "Eutrophication of lakes - its causes, effects and means of control with emphasis on lake rehabilitation". WHO Long-Term Program in Envir. Poll. Control EURO 3130.

**COMPLEX C: MESURES PRISES CONTRE LA CROISSANCE EN MASSE DES
PLANTES AQUATIQUES ET LE PHYTOPLANCTON**

Rapport général

J. AGUIRRE MARTINEZ

Center for Research and Training in Water Quality Control, Ministry of Water Resources, Mexico, D. F.

Mexico

1. Introduction

La plupart des travaux traités dans ce rapport s'occupent des mesures de répression, à savoir des mesures pour la lutte contre les plantes aquatiques et le phytoplancton. Les autres travaux avaient pour objet les actions exercées par les plantes aquatiques, le phytoplancton, les engrais et les pesticides sur le monde aquatique. Ceci montre que la lutte contre les plantes aquatiques est un problème important dans tout les pays ayant présenté des travaux sur le complexe C dans le cadre de ce symposium.

La lutte contre la croissance en masse de plantes aquatiques et du phytoplancton exige l'établissement d'énormes programmes de recherche pour déterminer a) l'étendue du problème, b) les genres d'organismes qui sont à l'origine du problème (nommés ici organismes problématiques), c) les caractéristiques écologiques relevantes des organismes causant le problème, d) les causes probables pour l'organisme problématique et ses actions sur le milieu ambiant, e) les méthodes de lutte applicables et f) les actions probables. Tous ces problèmes sont traités, à un certain degré, par les travaux présentés dans ce complexe et font l'objet de commentaires dans ce travail.

Du fait que les travaux ne comprennent que deux grandes sphères, c.à-d. les origines et actions des plantes aquatiques sur le milieu ambiant et les mesures prises pour lutter contre les plantes aquatiques, ce travail est subdivisé en deux thèmes principaux et conduit à des conclusions et recommandations géné-

rales, qui découlent des informations présentées.

II. Origines et actions sur le milieu ambiant

Les origines et les actions exercées par les plantes aquatiques et le phytoplancton sur le milieu ambiant sont pratiquement les éléments essentiels qui conditionnent la nécessité de leur répression. L'enrichissement excessif de l'eau en matières nutritives est considéré en général comme la cause primaire pour la croissance excédentaire des plantes aquatiques. Il conduit aussi à l'eutrophisation des eaux et à toutes les modifications du milieu ambiant qui accompagnent l'eutrophisation. Dans ce paragraphe sont analysées les plus importantes causes et actions de l'enrichissement excédentaire en matières nutritives.

A. Matières nutritives et eutrophisation

L'enrichissement excessif en matières nutritives dans les cours d'eau, les lacs et les mers intérieures est généralement provoqué par l'apport excessif de matières nutritives, qui, en concours avec des conditions ambiantes appropriées, conduit à l'eutrophisation. On admet, en général, que l'azote et le phosphore sont les matières nutritives essentielles qui jouent un rôle dans la croissance en masse des plantes aquatiques et la prolifération du phytoplancton, bien que d'autres substances nutritives telles que du carbone inorganique, du soufre et quelques cations métalliques puissent se présenter comme substances limitantes dans une situation donnée.

Il existe de nombreuses sources variées de substances nutritives qui sont essentiellement le résultat d'activités humaines sous forme d'eaux résiduelles communales, d'eaux industrielles et d'eaux usées provenant de l'agriculture et découlant du sol cultivé.

Des charges régulières élevées de substances nutritives se présentent normalement dans le canal de dérivation; elles traversent des régions agricoles et apportent de grandes quantités d'azote et de phosphore, qui sont enlevées du sol utilisé intensivement.

Des quantités d'engrais chimique de plus en plus grandes,

qui sont apportées dans le champ labouré pour augmenter le rendement, s'écoulent dans les eaux. KORIATH rapporte sur des expériences qui ont été recueillies pendant 5 années au cours d'essais faits pour enlever l'azote lors de l'épandage d'engrais minéraux par rapport à des engrais liquides. Il constata que la plus grande partie de l'azote lessivé provenait des réserves d'azote liées organiquement. L'engrais liquide, qui avait été épandu dans des quantités allant jusqu'à 320 kg d'azote/ha, conduisit à des vitesses d'enlèvement analogues à celles de l'engrais minéral, bien qu'il fût constaté que les vitesses d'enlèvement dépendaient d'autres facteurs tels que précipitation, quantité d'eau d'infiltration, structure du sol, nature du produit des champs, quantité d'engrais liquides et moment de l'épandage. Les recherches ont été faites par le Dr. KORIATH dans le but d'élaborer des recommandations pour l'épandage d'engrais naturels sur les terres agricoles, afin de minimiser l'action d'eutrophisation sur les eaux atteintes, tout en assurant en même temps l'augmentation du rendement de la production de denrées alimentaires dans l'agriculture.

Etant donné que le ion nitrate est le plus mobile de toutes les formes d'azote, il est lessivé essentiellement sous cette forme dans le sol. Les valeurs moyennes, qui ont été obtenues dans un intervalle d'essai de 5 années, ont montré, suivant la structure du sol, des taux d'enlèvement compris entre 8,8 et 16,7 kg d'azote/ha et par an (KORIATH). Dans le cas particulier d'une terre noire poreuse, la perte par érosion ne comportait que 0,9 kg d'azote par ha et par an. Notons que 10,5 à 15 % seulement des pertes totales en azote par érosion provenaient de l'azote contenu dans l'engrais. Les autres quantités provenaient directement du sol. Par une série d'essais effectués pour déterminer la vitesse d'enlèvement de l'azote contenu dans l'engrais, il a été constaté que les pertes se situaient entre 1,8 et 2,5 kg d'azote par ha ou 1,5 tonne représentant 2,1 % de la quantité totale de l'azote épandu.

Le Dr. KORIATH compara aussi les pertes d'azote pour divers produits cultivés en tenant compte des conditions lors de l'épandage. Il constata que l'utilisation d'engrais liquides à raison de 320 kg/ha par an entraînait une augmentation des pertes d'azote d'env. 11 kg/ha par an comparée aux contrôles non en-

graisées, alors que l'utilisation de quantités égales en engrais liquides ensemble avec de l'engrais de paille dans un cas et avec de l'engrais vert pour culture dérobée, dans un autre cas, à des taux d'enlèvement normaux ou bas (30 ou 18 kg d'azote/ha). Cette étude montre que la lessive d'azote dépend de la durée de séjour de l'engrais dans la sol, de la quantité d'engrais utilisée, de la nature des produits cultivés, de la quantité de pluie, de la quantité d'eau d'infiltration et de la structure du sol. Il en résulte une référence qui interdit l'épandage d'engrais liquides dans des zones où le niveau de la nappe d'eau est inférieur à 0,4 m de profondeur, et l'épandage est limité à 250 kg d'azote/ha par an là où le niveau de la nappe souterraine est à une profondeur de 0,4 à 1 m.

L'eutrophisation devient un problème très sérieux si elle pénètre dans un réservoir d'eau potable, notamment en raison de la plus grande charge mécanique des installations de filtration pour la production d'eau potable. RÖHNE rapporte sur les expériences qui ont été recueillies au cours de la prolifération d'algues dans deux différents réservoirs, dont l'un était eutrophisé et l'autre oligotrophe. Ces réservoirs se trouvent à Saldenbach et à Neunzehnhain à proximité de Karl-Marx-Stadt.

Dans le cas de ces deux réservoirs d'eau potable c'est le phosphore qui agit comme substance limiteuse en cas de développement en masse des algues. La teneur moyenne en orthophosphate comporte 21,9 µg/l de $P(PO_4)$ pour Saldenbach et 1,7 µg/l de $P(PO_4)$ pour Neunzehnhain, et l'apport total des bassins versants respectifs se situe à raison de 88 : 1. La charge efficace du réservoir de Saldenbach est d'env. 11,4 fois plus élevée que la charge du réservoir à Neunzehnhain, ce qui fait que les valeurs maxi pour le volume de plancton de ce réservoir se situent à raison de 400 : 1.

La biomasse créée par *Asterionella formosa* au mois d'avril 1976 dans la couche superficielle du réservoir de Saldenbach était de 2,5 g/m³ (poids sec). On a également observé que, dans le réservoir oligotrophe de Neunzehnhain, il se produit seulement un changement minime dans la structure planctonique, tandis que, dans le réservoir de Saldenbach, les charges planctoniques saisonnières sont caractérisées, qualitativement et quantitativement, par des phases extrêmes de développement, très souvent, se

distinguent l'une de l'autre.

Apparemment, la réduction rapide du phosphate soluble ainsi qu'une diminution de la lumière disponible, due à l'ombrage, sont responsables pour la production de la croissance massive de *Asterionella formosa*, la reproduction pouvant se poursuivre pendant un certain temps pour une diminution constante du phosphate de cellule.

La diminution rapide d'orthophosphate peut être attribuée, en partie, à la capacité de stockage des diatomées, tandis que la demande en phosphate est satisfaite, dans une large mesure, par le phosphate reminéralisé, ce qui ne conduit pas à une accumulation de phosphate au sein de la région pélagique du réservoir. Ce processus dans le réservoir de Saldenbach se déroule à un niveau élevé des substances nutritives, conduisant à la production d'une biomasse importante. Dans le cas de la formation de la stratification thermique, les conditions écologiques pour d'importantes formes planctoniques, comme par exemple *Asterionella formosa*, deviennent moins favorables, en raison de l'absence de turbulence et la vitesse de sédimentation qui à ce moment est plus élevée que le taux de croissance.

L'épilimnion devient pauvre en substances nutritives, et le printemps, très productif, est suivi d'une période d'été à un taux de production relativement faible. Une preuve pour le niveau d'eutrophisation relativement élevé dans ce réservoir est l'apparition de l'algue bleue, *Anabaena flos-aqua*, en quantités considérables (jusqu'à 4000 colonies/l) avant le début de l'été (août).

Quelques-unes des causes les plus importantes pour la croissance de la masse planctonique dans un réservoir eutrophisé ainsi que la détérioration de la quantité de l'eau brute qui en résulte, sont résumées ci-après (HÖHNE):

Causes:

- 1) Apport des substances nutritives limitant la croissance (C, N, P);
- 2) répartition de l'apport des substances nutritives conditionné à la saison;
- 3) profondeur de la stratification de l'eau affluente et diaphanéité;

4) proportion des quantités de substances nutritives apportées (C : N : P);

5) degré de recirculation des substances nutritives par le "cycle intrabiocénotique" par rapport à la densité et la composition de la production du phytoplancton; et

6) les effets de la diminution du niveau de l'eau et de l'absence de turbulence dans le réservoir sur l'amenée des substances nutritives dans la masse d'eau provenant des dépôts de fond.

Détériorations

1) Des passages en filtre plus courts mais plus fréquents, pendant les processus de traitement de l'eau;

2) mauvais goût et odeur de l'eau épurée; et

3) variations de la composition chimique de l'eau brute provoquées par des processus de décomposition biochimique.

La conclusion à tirer de ce qui est mentionné ci-dessus est que le développement de la masse d'algues, qui se présente dans le réservoir eutrophisé de Saldenbach, altère l'utilisation de l'eau et augmente le coût du traitement de l'eau.

Le fait que la protection contre l'eutrophisation est avant tout fonction d'un équilibre entre composés biogènes mérite une attention particulière. MAŃCZAK et SZYMAŃSKA (1976) proposent que l'appréciation de cet équilibre à l'aide de la relation suivante qui tient compte de l'entrée de substances biogènes dans, ou de leur sortie du réservoir, devait être possible:

$$L_B + L_W + L_O + L_d + L_a - L_{od} - L_z = L_p$$

L_B - représentant la charge biogène par les eaux usées

L_W - représentant la charge biogène par l'érosion du sol

L_O - représentant la charge biogène par l'entrée de l'air

L_d - représentant la charge biogène par l'entrée naturelle

L_a - représentant la charge biogène d'origine autochtone

L_{od} - représentant la charge quittant le réservoir

L_z - représentant la charge biogène réduite au réservoir

L_p - représentant la charge biogène retenue au réservoir

Pour déterminer les quantités des substances biogènes qui sont à éliminer de l'eau entrant dans le réservoir, il faudra faire le calcul de la charge admissible ($L_{d_{op}}$) de la concentration admissible des substances nutritives données dans l'eau accumulée.

La fertilisation des surfaces forestières a été citée comme une des principales sources des substances nutritives en Pologne et des proportions ont été faites visant à la restreindre partout là où elle risque de causer une eutrophisation des eaux voisines. Une situation similaire a été enregistré également en R.D.A. où les centres d'élevage intensifié du bassin versant de Saidenbach ont été transposés dans d'autres régions moins critiques afin de préserver la qualité d'eau du barrage de Saidenbach. Celle-ci est une solution nouvelle qui sert à résoudre le problème de la préservation de l'approvisionnement en eau de la ville de Karl-Marx-Stadt et de ses agglomérations voisines qui est d'une extrême urgence. Cet exemple prouve que l'application de mesures contre la pollution des eaux au fur et à mesure des conditions locales, est une tâche commune dont la réalisation exige la coordination des actions à la fois de l'agriculture, de l'économie des eaux et de l'environnement.

B. Bilan de l'oxygène dissous

Le bilan de l'oxygène dissous dans une masse d'eau est vraisemblablement le facteur le plus important pour déterminer son état sanitaire. Pendant qu'un taux de photosynthèse important s'écoule dans l'eau, on constate un cycle quotidien, avec un gain d'oxygène net à la lumière du jour (production d' O_2) et une consommation nette d'oxygène pendant la nuit (respiration). Cette situation devient critique dans les eaux à courant lent riches en macrophytes (JORGA et WEISE), étant donné que la faible vitesse moyenne du courant maintient l'apport en oxygène atmosphérique à une quantité réduite.

JORGA et WEISE ont étudié le cours inférieur de la Kleine Elster qui est riche en substances nutritives végétales et ont constaté un important développement de la biomasse. Ils ont observé des niveaux de développement de biomasse compris entre 100 et 1200 g/m^2 (poids sec), en fonction de la saison, les

valeurs les plus faibles apparaissant en automne et les valeurs les plus élevées en été. Les macrophytes apparaissant sous la surface de l'eau appartenaient pour la plupart aux *Potamogeton* spp, *Elodea canadensis* et *Ranunculus aquatilis*.

La forte occurrence de la biomasse provoque des pertes considérables d'oxygène pendant la nuit particulièrement en cas de températures relativement élevées en été. Ceci conduit à une consommation élevée à la fin de la période de respiration nocturne, de sorte que l'oxygène dissous atteint des valeurs critiques. JORGA et WEISE ont constaté qu'un développement de la biomasse au-dessus de 250 g/m² (poids sec) pourrait conduire à une telle situation, où l'ombrage et une forte présence provoquent des taux de respiration plus élevés et, par conséquent, portent atteinte à la réoxygénisation photosynthétique. L'élimination d'une forte croissance des mauvaises herbes est recommandable comme mesure de protection de l'environnement; par contre, la matière végétale coupée à la machine ou pulvérisée avec des herbicides doit être éliminée immédiatement de la masse d'eau, sa décomposition par des microbes constituerait une charge considérable des réserves d'oxygène du courant d'eau. L'utilisation des mauvaises herbes comme engrais ou fourrage semble être très intéressante.

C. Pesticides: organismes nuisibles à action toxique dans l'eau

L'emploi croissant de substances chimiques pour lutter contre différentes sortes de parasites (mauvaises herbes, virus, bactéries, parasites animaux) dans l'agriculture ainsi que dans d'autres domaines économiques a eu comme conséquence l'introduction de ces pesticides (insecticides et herbicides) dans l'environnement où ils trouvent finalement leur chemin, par l'intermédiaire du cycle hydraulique, pour atteindre la plupart des cours d'eau du monde. M. TSCHOU-SCHLÜTER rapporte sur quelques restrictions établies en République Démocratique Allemande concernant l'emploi de ces substances de sorte que la pollution de l'eau par des pesticides peut être maintenue à un niveau acceptable.

Les restrictions portant sur l'emploi de pesticides se rapportent, avant tout, aux substances qui ont des effets secon-

daires défavorables, comme par exemple longue persistance et accumulation dans les tissus des animaux à sang chaud; par contre, les insecticides moins persistants et ceux qui peuvent facilement être éliminés du tissu animal continueront d'exister.

En R.D.A. (TSCHEU-SCHLÜTER), on utilise des herbicides en grandes quantités pour empêcher la croissance de toutes plantes aquatiques dans les canaux d'irrigation et d'évacuation de l'eau. Avant que ces substances soient utilisées dans de l'eau douce, il faut qu'elles soient classifiées en conformité selon des critères établis dans le Catalogue des Polluants d'eau (1975), qui prête une attention particulière à des effets carcinogènes possibles ainsi qu'à la toxicité aiguë ou chronique de sangs-chauds. Des préparations contenant des combinaisons, telles que les hydro-carbures chlorés qui ont une action très toxique sur les poissons, qui s'accumulent dans le tissu et qui sont relativement stables, c-à-d. qu'ils ne peuvent pas être dégradés, ne sont pas admis à l'usage.

TSCHEU-SCHLÜTER rapporte sur des connaissances acquises au cours d'études de longue durée ayant trait à des effets secondaires nuisibles dus à divers herbicides sur les poissons. Les concentrations sous-létales en Dalapon, 2,4-D et Diuron peuvent réduire la teneur en acide ribonucléique (ARN), provoquer des lésions aux cellules nerveuses, retarder l'incubation des oeufs, diminuer les taux de croissance, agrandir le foie et entraîner beaucoup d'autres modifications dégénératives du tissu.

On a constaté que les concentrations létales en Dalapon (LC_{50}) pour les sangs-chauds s'élèvent à environ 9000 mg/kg, et se situent entre 7000 et à plus de 10.000 ppm pour les poissons. Les mélanges de Dalapon avec 2,4 DP, MCPA ou CMPP sont en quelque sorte plus dangereux en ce qui concerne la toxicité orale aiguë pour les sangs-chauds pour des valeurs LC_{50} comprises entre 800 et 1000 mg/kg et pour des valeurs LC_{50} de 300 à 500 ppm, pour des taux d'application aux environs de $0,5 \text{ g/m}^2$ en cas d'action toxique sur les poissons (KRAMER et SCHMALAND).

L'algicide chimique, dont l'utilisation est la plus répandue, est le sulfate de cuivre, qui a une action toxique aiguë moyenne sur les sangs-chauds, mais qui est très toxique pour les algues et d'une toxicité extrême sur les poissons. La concentration maximale admissible du sulfate de cuivre dans les étangs

à poissons, à l'exception des lacs à truites, a été fixée à 0,5 mg/l. D'autres algicides, tels que les triazines organiques et les dérivés d'urée, sont des poisons photosynthétiques puissants, et qui ont une faible action toxique sur les sangs-chauds; par contre, ils sont assez difficiles à dégrader biologiquement, conduisant à ce que le résidu reste actif pour une période prolongée (TSCHAU SCHLÜTER).

Notons pour résumer que les constituants actifs des composés de pesticides sont des polluants d'eau et que leur choix pour un but bien précis doit être effectué de façon à ce que le risque toxicologique soit maintenu aussi bas que possible.

III. Lutte contre les mauvaises herbes

Un engraissement excessif et l'eutrophisation en résultant ont conduit, partout dans le monde, à une large propagation de mauvaises herbes dans les cours d'eau, canaux, étangs et lacs. De petites quantités de plantes aquatiques jouent un rôle écologique utile. Mais une croissance explosive de plantes aquatiques nuit à leur utilité, ce qui fait que des pertes d'eau croissantes se produisent par suite de l'évaporation et de l'expiration, ainsi que des nuisances, un débit d'eau retardé dans les canaux et, en général, des risques pour la production d'énergie, la navigation et le sport nautique. Les plantes aquatiques sont importantes pour un système écologique bien équilibré au cas où leur croissance excessive soit limitée. Elles jouent un rôle important dans la chaîne alimentaire animaux-plantes.

A. Aspects généraux

Pour lutter rationnellement contre les mauvaises herbes, il est nécessaire de déterminer le volume du travail au moyen d'un aperçu bien organisé. Cet aperçu doit indiquer les zones atteintes par la croissance végétale, les plantes dominantes et l'étendue de la couverture végétale. Dans la plupart des cas, qui ont été cités par MOURSI et BISWAS, la jacinthe aquatique (*Eichhornia crassipes*) - une plante flottant librement ou une espèce de plante se propageant par les racines telle que *Hydrilla* spp ou *Potamogeton* spp - dominait. La couverture de plantes aquatiques dans les

canaux d'irrigation et d'évacuation des eaux (MOURSI) de l'Egypte occupe environ 80 % du réseau des voies d'eau dont la longueur totale comporte 50.000 km. 40.000 ha des lacs dans la partie septentrionale du pays sont recouverts de jacinthes aquatiques. La situation aux Indes (BISWAS) est également très critique, étant donné qu'env. 40 % des eaux utilisables (80.000 ha) dans le Bengale occidental, le Bihar, l'Orissa et l'Assam ainsi que 20 à 25 % dans le reste du pays sont couverts de plantes aquatiques.

Après cet aperçu du volume des tâches, il est nécessaire de trouver les meilleures solutions conformément aux considérations économiques et à la technologie existante. Les méthodes les plus souvent appliquées pour la lutte contre les plantes aquatiques sont comprises dans une des trois catégories générales, à savoir les luttes physique, chimique et biologique.

B. Lutte physique

Les procédés manuels pour lutter contre les plantes aquatiques sont appliqués dans une large mesure, bien qu'ils ne soient applicables qu'aux petits cours d'eau où la vannure est emportée et risquent de porter préjudice aux céréales et produits des champs. Les frais pour l'élimination manuelle des plantes aquatiques sont relativement réduits. Mais la main-d'œuvre nécessaire n'est pas toujours disponible en nombre suffisant et d'autre part risque d'être exposée à des nuisances au contact direct avec les plantes aquatiques (MOURSI).

La mise en oeuvre de machines remplaçant le travail manuel entraîne également de nombreux préjudices. Parmi ceux-ci citons la saisie insuffisante de la région couverte, de nouveaux torts causés par des germes ou des parties de plante restantes et le fait que les machines requises sont très chères et accompagnées de frais d'exploitation et d'entretien élevés.

Les procédés manuels et mécaniques pour la lutte contre les plantes aquatiques n'ont aucune action persistante de longue durée, étant donné que les plantes se multiplient par des germes et parties de plante exigeant ainsi une lutte répétée.

C. Lutte chimique

Les méthodes de lutte chimiques sont les méthodes les plus couronnées de succès, mais aussi les plus coûteuses. Elles présentent l'inconvénient que les résidus peuvent polluer l'eau, c'est-à-dire qu'ils sont toxiques en face d'autres organismes et ils peuvent exercer les fonctions en qualité des engrais lorsqu'ils ont perdu leur toxicité initiale. Pour garantir une lutte effective, les produits chimiques doivent être utilisés périodiquement, mais en faisant nécessaire une connaissance exacte en matière des produits chimiques et en évitement des surdoses. Selon les conditions d'environnement dans une région fixée, l'élimination des plantes aquatiques déperies peut être nécessaire et incidemment difficile et coûteuse. KRAMER et SCHMALAND font un rapport au sujet de l'initiation de la lutte chimique contre les plantes aquatiques dans la R.D.A. l'an 1967. Jusqu'à 1970, 12.000 km des voies fluviales ont été traité au moyen de ces procédés. En 1975, on a utilisé le traitement chimique du fond sur 10.000 km et le traitement des berges sur 30.000 km. On a consacré du grand soin au nombre de préparations chimiques, tel que les problèmes de la protection de la qualité d'eau ne furent pas touchés.

L'élément actif le plus important de la plupart des préparations étant en emploi dans la R.D.A. (KRAMER et SCHMALAND) est le Dalapon, étant choisi principalement à cause de sa toxicité généralement inoffensive en face des animaux à sang chaud et des poissons. Des mélanges de Dalapon avec 2,4-DF, MCPA ou CMPP sont utilisés aux Dicotyledons (à deux feuilles séminales). Un facteur de sûreté de 250 comme quotient du LC_{50} divisé par la concentration résultante des herbicides et utilisé pour l'eau d'une profondeur de 30 cm, sera toujours maintenu contre les influences nuisibles possibles.

Le Gramoxon et Reglon, lesquels sont vite éliminés hors de l'eau par sorption, sont les produits les plus qualifiés pour les actions à court terme à la lutte contre les macrophytes submergées et en chargeant temporairement l'éco-système pour environ 30 minutes.

L'emploi des substances chimiques pour les berges est considérablement moins coûteux que le traitement du fond, étant

donné que les plantes sont exposées pour le mieux à l'efficacité des herbicides. Les effets accessoires de ces substances sont équivalentes à ceux-ci du Dalapon, à l'exception possible du 2,4-D+2, 4,5-T (Selest) n'étant utilisé que s'il y a aucun danger pour la pollution d'eau.

D. Lutte biologique

Dernièrement, les méthodes de la lutte biologiques ont promis des actions persistantes de longue durée en avoir des coûts faibles. Les méthodes de la lutte biologiques comprennent les organismes vivants, soit ils soient les animaux herbivores (poissons), soit ils se nourrissent de leurs ennemis naturels (insectes). On a fait même l'essai de régulariser des certains facteurs d'environnement dirigeant la croissance des plantes aquatiques, comme l'eau profonde, côte raide, l'eau froide et teneur minime en substances nutritives. Plusieurs animaux se nourrissent des plantes aquatiques, entre autres la Manatidae (JORGA et WEISE) et quelques espèces de poissons se nourrissent exclusivement de quelques plantes aquatiques provoquant beaucoup de problèmes.

JÄHNICHEN et BARTHELMES font savoir des connaissances au sujet de la carpe argentée et de *Ctenopharyngodon idella*. Plusieurs insectes sont même des parasites spécifiques de logement de quelques plantes aquatiques plus désagréables: *Neochetina* spp attaque la jacinthe aquatique et *Paulinia acuminata* vivant partiellement dans l'eau (attaque la fougère aquatique) sont représentants pour quelques exemples (BISWAS).

La méthode de l'emploi des poissons herbivores est peut-être la méthode la plus efficace des mesures disponibles de la lutte biologique et à cause de cela, la méthode la plus recherchée. JÄHNICHEN fait savoir des connaissances faites dès 1967 dans la R.D.A. au sujet de la carpe *Ctenopharyngodon idella* et son emploi couronné de succès à la lutte contre la croissance excessive des plantes aquatiques. Un nombre de facteurs sont nécessaires pour l'acclimatation bonne de la jeune *Ctenopharyngodon idella* aux conditions dominantes dans la R.D.A. comme:

- 1) Qualité d'eau convenable;

- 2) Températures d'eau plus de 15 °C;
- 3) Profondeur d'eau au moins de 0,30 m et partiellement d'une profondeur de 1 m et plus;
- 4) Exclusion des eaux avec une seule espèce en plantes;
- 5) Poissons d'une age moyenne de 2 ans;
- 6) Une quote-part de population moyenne de 200 kg/ha et
- 7) Barrages qualifiés pour la clôture des poissons.

Après le glissage, *Ctenopharyngodon idella* est en état de se nourrir des algues filiformes et des macrophytes et il était généralement connu, lorsqu'elle est acclimatée, qu'elle peut absorber des grandes quantités en plantes aquatiques et terrestres aux températures équivalentes à celles-ci de son environnement naturel de 22 à 26 °C.

A cause des conditions de climat froides dominant dans la R.D.A., il était problématique si les poissons s'adaptent à ces conditions. Après on a été résolu ces problèmes principaux de l'acclimatation dans la R.D.A., il était nécessaire de constater si les plantes aquatiques les plus usuelles furent consommées aux températures de 16 - 22 °C. Les recherches profondes montraient ce qu'il était possible au sujet de *Thypha*, *Phragmites*, *Carex*, *Juncus* et d'autres, à l'exception de *Stratiotes aloides* et *Ranunculus* spp (toxique). tandis que *Nymphaeaceae* ne fut consommé qu'aux conditions extrêmes. Ainsi, on a tiré la conclusion que la formation d'une masse excédante en plantes aquatiques pourrait être limitée ou empêchée effectivement par la carpe *Ctenopharyngodon idella* (JÄHNICHEN).

E. La lutte contre le phytoplancton

Il est également possible d'utiliser les poissons pour la lutte contre le phytoplancton, et ceci avec succès. BARTHELMES a parlé de l'introduction de la carpe d'argent (*Hypophthalmichthys molitrix*) en R.D.A. où les conditions climatiques ont rendu possible d'implanter environ 10.000 organismes par hectare. Pour ce taux, il était possible d'observer une croissance des poissons d'environ 1 t/ha, ce qui a rendu possible la réduction de la teneur en phosphore de 0,5 jusqu'à 1,5 g/m², quand les carpes sont pêchées. Quand l'étang ne dispose pas d'une stratification ther-

mique, il y a une forte régénération de substances nutritives due au dépôt d'étrons par les carpes d'argent. Pour un taux de 3000 poissons par hectare on obtient une augmentation de la biomasse du phytoplancton s'il n'existe pas une quantité suffisante en zooplancton. Dans le cas d'une population saine de zooplancton elle peut être observée pour un taux de 2000 poissons par hectare et au-dessus, on aboutit à une réduction de la biomasse d'algues. D'autre part, on peut observer, pour des taux d'environ 12.000 poissons par hectare, une forte réduction de la population de zooplancton, accompagnée d'un développement important de phytoplancton.

Il est à constater que les grandes algues sont remplacées par des algues plus petites, à savoir de 5 à 10 μ m. Ce phénomène pourrait être efficace pour la lutte contre la prolifération d'algues bleues.

Il est possible de distinguer deux effets différents dans la lutte contre la prolifération massive des algues, grâce à la carpe d'argent (*H. molitrix*):

1) effets directs dus à la consommation de plancton, au dépôts d'étrons et à la régénération des substances nutritives; et

2) effets indirects dus à l'accumulation de substances nutritives dans la chair du poisson et dans la pêche.

Les effets directs et indirects exercés par la carpe sont fonction du taux de peuplement piscicole et de la stratification ou non de l'étang (BARTHELMES).

L'élimination des substances nutritives à l'aide de leur accumulation dans la chair de poisson est une possibilité limitée: normalement, elle s'élève à une extraction d'environ 0,5 à 1,5 g P/m² par année, l'introduction du phosphore par les efflux par contre peut atteindre des valeurs de l'ordre de 10 g P/m² par an.

Néanmoins, l'accumulation des substances nutritives dans la carpe peut être incluse dans un vaste plan d'économie des eaux portant sur la lutte contre les substances nutritives dans les eaux fortement eutrophisées. L'utilisation de la carpe pourrait se faire en combinaison avec d'autres activités destinées à

extraire des substances nutritives comme, par exemple, l'élimination partielle des boues de fond et la dérivation des eaux hypolimniques (BARTHELMES).

BARTHELMES (R.D.A.) a précisé dans la discussion que les conditions écologiques variables dans les différentes parties du monde rendent nécessaire des études très exactes sur l'acclimatation de *Ctenopharyngodon idella* pour chaque cas spécifique, où l'utilisation de poissons herbivores est envisagée comme moyen pour éliminer le problème de la prolifération des plantes aquatiques. KAJAK (Pologne) a constaté que les expériences recueillies dans son pays en rapport avec le peuplement de carpes en vue d'améliorer la qualité de l'eau ont été extrêmement favorables avec un peuplement de 100 g/m^3 (5 t/ha) de *Hypophthalmichthys*.

Pour finir cette discussion, JÄHNICHEN et BARTHELMES (R.D.A.) ont présenté quelques-uns des résultats remarquables de leurs études en rapport avec l'élevage et la transposition de *H. molitrix*, *C. idella* et *Aristichthys nobilis*, tous des espèces phytophages qui dans leur pays sont utilisées contre la prolifération des plantes aquatiques conformément au procédé d'acclimatation y relatif. Une attention particulière doit être attachée au traitement de ces poissons étant donné que les conditions climatiques en R.D.A. rendent impossible leur reproduction naturelle. C'est-à-dire que les poissons adultes sont transposés dans des bassins d'élevage à des températures de 23 à 26 °C en vue d'une ovulation artificielle. Le frai reste sous contrôle jusqu'au moment de l'éclosion. Dès que les alevins peuvent se nourrir activement, ils sont vendus aux entreprises d'élevage de poissons où ils continuent à s'engraisser.

F. La lutte contre l'eutrophisation par la bioproduktivité

La lutte contre les substances nutritives constitue un facteur important de la prévention efficace de l'eutrophisation dans les étangs, lacs et réservoirs. KALISZ a proposé d'utiliser des étangs d'algues pour éliminer les substances nutritives à partir des eaux usées traitées biologiquement, et VELICHKO et al. ont parlé de la bioproduktivité des eaux peu profondes dans les réservoirs et comment s'en servir pour limiter l'eutrophisation.

Les étangs d'algues sont appréciés comme moyens non onéreux pour le traitement biologique primaire des eaux usées et, en cas de besoin, comme moyen pour réduire le contenu en bactéries des eaux d'égout traitées. Ils peuvent également être utilisés pour éliminer des macro-substances nutritives comme l'azote et le phosphore. Un tel processus n'est efficace que si la masse des algues a été éliminée avant que les eaux usées soient déchargées dans le cours d'eau récepteur. Sans cela, les algues forment une charge massive en substances nutritives sur le cours d'eau récepteur au moment où elles meurent, et les cellules d'algues commencent à se décomposer.

Les eaux usées traitées constituent un milieu favorisant la croissance des algues là où il y a un nombre restreint d'espèces avec un nombre élevé d'individus qui prédominent. La concentration maximale des algues, d'après KALISZ, était de 4.700.000 de cellules/ml environ.

Des études sur place ont été effectuées pour les eaux usées traitées intégralement ainsi que pour celles traitées partiellement. La réduction de l'azote observée dans les eaux d'égout était plus importante pour les étangs alimentés en eaux usées traitées partiellement, avec comme résultat une augmentation double du contenu en azote organique se trouvant à l'intérieur des cellules d'algues. La réduction du phosphore était la plus élevée dans les étangs où la croissance d'algues était la plus intense (KALISZ).

Dans des essais en laboratoire avec monocultures d'algues la réduction de l'azote et du phosphore dans les eaux usées traitées a été comparée à l'augmentation de la masse sèche d'algues. *Scenedesmus obliquus* a présenté la réduction la plus importante d'azote et de phosphore comparée à l'augmentation de la masse sèche d'algues. La réduction moyenne de l'azote était à peu près égale à l'augmentation proportionnelle de cet élément dans la masse d'algues. La réduction du phosphore, par contre, était plus importante, probablement à cause de sa précipitation aux pH élevés atteint pendant la pollution intense des algues.

Pour que cette méthode soit efficace, il faut trouver un moyen permettant d'éliminer les algues à partir des eaux usées se trouvant dans l'étang. Plusieurs méthodes ont été utilisées, dont l'emploi d'algicides, mais on a dû constater qu'elles sont

compliquées et onéreuses. Mais les algues constituent aussi une source riche en hydrates de carbone, en protéines, lipides et vitamines, elles sont la source principale d'alimentation pour les invertébrés, tels que les rotifères et les crustacés qui constituent, à leur tour, la source d'alimentation pour les poissons. Pourquoi donc ne pas transformer la protéine d'algues en protéine de poisson et la récolter sous cette forme? L'approvisionnement des étangs d'algues en cultures de crustacés ou l'alimentation en plantes pour les poissons peuvent conduire à l'élimination de l'azote et du phosphore à partir des eaux usées, et servent ainsi en même temps d'épuration tertiaire (KALISZ).

Les substances nutritives provenant des surfaces agricoles qui arrivent dans les zones marginales peu profondes des réservoirs provoquent des problèmes sérieux d'eutrophisation. Les eaux peu profondes des réservoirs et les eaux littorales des autres régions sont d'une productivité importante, elles sont des endroits riches en nourriture pour les poissons et, en même temps, d'une qualité extrêmement élevée de l'eau (VELICHKO et al.). L'eutrophisation naturelle dépend des caractéristiques de la surface inondée, de l'absence de courants, du régime hydrologique, de la protection contre les intempéries et de l'action des vagues, de la quantité d'écoulement et de la croissance des plantes et des animaux. VELICHKO et al. ont comparé deux réservoirs sur le Dniepr, un mésotrophe, l'autre eutrophe.

Les eaux peu profondes de ces deux réservoirs sont presque entièrement couvertes de macrophytes. Le phytoperiphyton atteint des valeurs maximale de 15,4 à 286,8 g/kg de masse brute de plantes. L'eau est d'une teneur élevée en substances nutritives: NH_4 de 0,808 à 0,937 mg/l, NO_3 de 0,124 à 0,141 mg/l et PO_4 de 0,113 à 0,124 mg/l. L'augmentation des ces substances nutritives en eaux peu profondes s'accélère pendant les inondations du printemps. En été, quand l'écoulement est minime, des activités littorales, par exemple le broutage des boeufs et le sport nautique, contribuent considérablement à l'augmentation de la teneur en azote et en phosphore.

Les eaux eutrophes peu profondes sont caractérisées par le fait qu'elles disposent d'une concentration relativement peu élevée en invertébrés phytophiliques se trouvant dans le benthos. Ces régions deviennent très saprobique (zone ← mésosaprobique)

ce qui conduit à l'absence d'invertébrés aérobies. L'influence négative exercée par l'eutrophisation sur les eaux peu profondes peut dans une large mesure, être supprimée par des mesures telles que l'élimination directe des substances nutritives, c'est-à-dire en enlevant les plantes aquatiques et la végétation le long de la zone littorale (VELICHKO et al.).

Il est possible et nécessaire d'éliminer les substances nutritives des eaux peu profondes en éliminant l'excès de macrophytes, car celles-ci ne sont importantes pour l'augmentation de la productivité des eaux peu profondes que dans une certaine mesure seulement. La biomasse des invertébrés et l'oxygène dissout dans l'eau où se trouvent des roseaux et du jonc atteint des valeurs maximales d'augmentation avec 30 à 50 %, et les valeurs pour la biomasse des roseaux se situent entre 4 et 5 kg/m², celles du jonc atteignent 2 kg/m². L'augmentation du niveau de la biomasse de ces macrophytes conduit à l'occurrence de rotifères ~~et~~ nématodes saprobiques et de nématodes saprobiques, ce qui indique un développement du processus de décomposition. Pour une concentration de la biomasse atteignant 4 kg/m² pour les fourrés immergés et une couverture prévue allant de 80 à 90 %, il est possible d'observer une biomasse importante de zooplancton. Dans le cas de développements modérés d'algues filiformes (jusqu'à 6 kg/m²), les processus d'autoépuration de l'eau sont prédominants; pour un niveau de la biomasse dépassant les 6 kg/m², c'est les processus de pollution qui prennent la relève (VELICHKO et al.).

Grâce à l'élimination des plantes aquatiques dans les eaux peu profondes, une quantité considérable de substances nutritives est enlevée avec la masse végétale. Le jonc commun contient, pour une quantité de 40 t/ha, 600 à 650 kg/ha d'azote, 200 à 250 kg/ha de phosphore et 400 kg/ha de potasse. Les algues filiformes peuvent, dans l'ensemble du réservoir, contenir 20 à 30 t d'azote et environ 3 t de phosphore. L'élimination des macrophytes et des algues filiformes peut donc constituer un moyen d'extrême importance pour la régulation de la teneur en substances nutritives des lacs et réservoirs.

G. Une lutte complexe

En règle générale, il n'y a pas de méthode pour résoudre parfaite-

ment le problème des plantes aquatiques qu'on puisse employée de manière isolée. Toutes les méthodes sont complémentaires ce ci en fonction de la nature et de l'importance de leur présence. La suppression complète des plantes aquatiques n'est pas désirable, car elles ont aussi bien des effets positifs que négatifs. Le rôle normal de la végétation aquatique devrait être compris avant que des mesures de lutte d'envergure soient prises. A cet effet, il est nécessaire de mettre au point une approche intégrée pour éviter les perturbations écologiques les problèmes de pollution. L'écosystème dans son ensemble doit être étudié, y compris les taux de processus, d'interaction et de transfert des organismes différents, ainsi que les organismes et leur environnement (BISWAS; MOURSI).

H. L'utilisation des plantes aquatiques

Un des handicaps principaux pour extirper les plantes aquatiques en est le prix élevé. Les programmes de lutte contre les plantes aquatiques devraient ainsi comprendre l'amortissement des frais, si possible par l'utilisation des plantes extraites telles qu'elles, ou sous forme traitée et à une fin utile. Les plantes aquatiques constituent des plantes vertes contenant des substances nutritives de grande valeur, des protéines et des hydrates de carbone.

Malheureusement, la quantité importante d'eau qu'elles contiennent dilue leur contenu nutritif et augmente le coût de leur traitement, bien que, leur croissance soit gratuite (BISWAS).

En Egypte, des études sont en cours d'élaboration (MOURSI) pour développer des programmes rationnels afin d'utiliser de la jacinthe aquatique, dans une première phase, car elle pousse de manière homogène et qu'il est relativement facile de la récolter sur la surface de l'eau. Ces études portent sur les thèmes suivants:

- 1) Mise au point des méthodes et moyens, soit manuels, soit mécaniques, de la récolte des plantes aquatiques;
- 2) Mise au point de processus efficaces et économiques pour le traitement, la déshydratation, la réduction du volume et le transport des plantes récoltées;

- 3) Mise au point d'utilisation de la jacinthe aquatique en vue d'améliorer le sol, soit en forme de fumier vert, soit de compost;
- 4) Détermination de l'emploi possible des plantes comme fourrage pour le bétail, soit fraîches, soit artificiellement séchées ou traitées.

Les plantes immergées sont également considérées comme utiles sous forme de compost, pour améliorer la fertilité du sol ou comme fourrage, silage ou sous forme séchées et comprimée, à l'exception de *Ranunculus* spp qui, lui, est venimeux (JORGA et WEISE). La préparation de fumier par le compostage de la jacinthe aquatique a démontré que celui-ci est presque deux fois plus riche que le compost des villes et quatre fois plus riche que celui des fermes, pour ce qui est de la teneur en substances nutritives principales des plantes, l'azote et le phosphore (BISWAS). Son usage possible comme enrichissement du fourrage pour animaux est également intéressant quand on considère qu'il représente un moyen efficace d'exploitation de l'énergie solaire. Les essais en laboratoire ont démontré qu'il est possible de récolter jusqu'à 0,75 t/ha . d d'algues tandis que la récolte de plantes alimentaires n'est que de 7,5 t/ha . a (BISWAS).

Quand on considère les quantités élevées de plantes aquatiques qui existent dans le monde non comme mauvaises herbes mais comme matières de base, on peut conclure qu'il est certainement possible de retirer un certain bénéfice économique de l'utilisation des plantes récoltées, ce qui permettrait de financer le processus de mise en valeur voire d'obtenir un gain financier.

IV. Conclusions et recommandations

L'analyse des interventions se référant aux expériences recueillies dans différentes parties du monde quant à la mise au point de mesures efficaces contre la prolifération des plantes aquatiques et de phytoplancton a donné lieu à des conclusions et recommandations suivantes:

A. Conclusions

- 1) Les plantes aquatiques poussant dans les eaux de nombreux pays sont un problème extrêmement grave.
- 2) Vu l'importance de la végétation aquatique dans un écosystème équilibré, on devrait analyser le rôle écologique de ces plantes avant de les extirper complètement.
- 3) L'utilisation des plantes aquatiques comme moyen pour amender les sols ou comme fourrage serait une possibilité intéressante de répartition des coûts occasionnés par la lutte contre ces plantes.
- 4) Une méthode complexe de lutte contre les plantes aquatiques est la meilleure solution générale, car l'emploi combiné de plusieurs méthodes donne de meilleurs résultats que le recours à une seule forme de lutte.
- 5) Les méthodes de lutte manuelles et mécanisées n'ont pas d'effet de longue durée, étant donné que les plantes aquatiques se reproduisent par graines ou par parties végétatives, ce qui nécessite une répétition fréquente du traitement.
- 6) Les méthodes de lutte chimiques sont les plus efficaces, bien qu'elles soient les plus coûteuses et les plus dangereuses, pouvant provoquer des pollutions de l'eau quand elles ne sont pas appliquées avec assez de prudence.
- 7) Dans une série de pays, on examine des méthodes de lutte biologiques très efficaces en utilisant les poissons herbivores ou les insectes dépendantes à une valeur déterminée.
- 8) On doit savoir qu'outre les substances actives, les formations des pesticides se représentent comme polluants d'eau et leur choix pour but de la lutte contre les plantes aquatiques devrait s'opérer de façon que le danger d'intoxication à l'emploi soit minimale.

9) Il est établi que les quantités d'azote érodé sont fonction des facteurs tels que quantité des précipitations, quantité d'eau de drainage, nature du sol, genre de culture, quantité, moment et méthode de la fertilisation et type d'engrais appliqué. La plus grande partie de l'azote érodé provient des réserves d'azote organiquement lié du sol.

10) L'économie raisonnable des bassins d'algues contenant des cultures (plancton, crustacées et poissons herbivores) peut permettre d'éliminer les substances nutritives des eaux résiduaires, ce qui correspondrait à une troisième étape de purification.

11) L'élimination des macrophytes et des algues filiformes peut être une méthode extrêmement importante de règlement de la teneur en substances nutritives des lacs et bassins de retenue.

B. Recommandations

En conclusion de tout cela, il faudra préciser qu'il y a trois aspects qui sont d'une extrême importance pour la protection contre l'eutrophisation et pour l'assainissement des eaux eutrophisées:

a) Constatation et détermination de la source des substances nutritives (substances biogènes) ce qui permettra de déterminer la solution ou la combinaison des solutions les plus convenables;

b) L'application de mesures complexes est dans la plupart des cas plus utile par rapport à l'utilisation de méthodes séparées;

c) La transformation industrielle des quantités de plantes aquatiques en produits fertilisants ou en nourriture pour animaux peut être considérée comme une méthode efficace pour compenser les frais occasionnés en rapport avec l'application des diverses mesures de protection.

1) Avant s'élaborer un programme de lutte contre les plantes aquatiques ou le phytoplancton, il importe de faire des recherches complexes pour déterminer

- a) la quantité des plantes et l'envergure de l'attaque;
- b) le genre de plantes;
- c) le rôle écologique des plantes dans l'écosystème attaqué;
- d) les raisons les plus vraisemblables de l'attaque;
- e) les méthodes de lutte qui sont possibles;
- f) les conséquences les plus vraisemblables des méthodes de lutte pour le milieu ambiant.

2) L'utilisation de matières fécales liquides dans les régions où le niveau de la nappe d'eau souterraine est inférieur à 0,4 m devrait être interdite; dans les régions où ce niveau oscille entre 0,4 et 1 m, les matières fécales ne devraient pas dépasser 250 kg/N/ha . a.

3) La biomasse des plantes aquatiques ne devrait pas être supérieure à 250 g/m² (poids sec), si ont veut éviter que se produise une quantité critique d'oxygène solubilisé en raison des troubles de la réoxygénisation photosynthétique.

4) On devrait limiter rigoureusement l'emploi de pesticides ayant des effets auxiliaires dangereux tels qu'une longue persistance, une toxicité élevée ainsi que la concentration dans le tissu d'animaux à sang-chaud.

Les mesures de protection à base chimique qui sont actuellement les plus efficaces, entraînent de très sérieux problèmes de pollution, c'est pourquoi la plus grande attention doit être attachée à leur application. L'exemple présenté par la R.D.A. concernant l'utilisation limitée des herbicides devait être suivi par tous ceux concernés par les conséquences de ces produits pour l'environnement. Dans d'autres parties du monde, l'utilisation de hydrocarbure chloré est limitée sinon elle est interdite complètement. Cependant, les doses applicables des autres alternatives ne sont considérées que comme recommandations et sont souvent/dépassées par les fermiers, désireux d'ainsi obtenir largement une protection plus efficace pour ses

récoltes. Il conviendra de régulariser strictement l'utilisation de ces herbicides et pesticides afin d'éviter des pollutions de l'eau lors de leur application.

5) L'emploi efficace de carpes herbivores (*C. idella*) dans la lutte contre les quantités excessives de plantes aquatiques dépend du respect des conditions suivantes: une qualité suffisante de l'eau, une température au-dessus de 15 °C, un niveau minimum de l'eau de 0,30 m, un âge minimum des poissons d'au moins 2 ans et une quantité moyenne du peuplement piscicole de 200 kg/ha . a.

6) La concentration de substances nutritives dans la chair des poissons ne devrait pas être considérée comme moyen principal d'élimination de ces substances, car cela signifierait que les quantités débitées (entre 0,5 et 1,5 g P/m² . a) seraient de loin inférieures aux quantités additionnées par voie naturelle (environ 10 g P/m² . a). On devrait tenir compte de cette forme d'élimination dans les eaux fortement eutrophisées.

7) Les bassins d'algues ne peuvent servir efficacement l'élimination des substances nutritives que si l'on veille à la récolte économique des algues avant de faire découler les eaux usées dans les fleuves d'accueil.

8) Un programme général de lutte contre les plantes aquatiques devrait être élaboré et appliqué de manière à empêcher et les perturbations écologiques et les pollutions par rapport à l'écosystème tout entier.

9) Les programmes de lutte contre les mauvaises herbes devraient permettre de compenser les coûts occasionnés par l'utilisation des plantes extraites, sous forme de matière primaire ou de produit semi-fini, à des fins de récupération.

10) Le compost produit à partir de jacinthes aquatiques étant extrêmement efficace comme engrais de qualité, en raison de sa teneur en substances nutritives supérieure à celle du compost de ville ou des matières fécales provenant de l'agriculture,

il devrait faire l'objet d'études ultérieures en une de la production de substances nutritives et d'additifs destinés aux fourrages d'animaux.

Littérature

Communications présentées au Symposium International EUTROSYM '76:

1. BARTHELMES, D.: A propos de l'effet du Hypophthalmichthys molitrix dans les écosystèmes étang et lac
République Démocratique Allemande
2. BISWAS, D. K.: Mesures intégrées de lutte contre les mauvaises herbes aquatiques et d'utilisation de celles-ci (v. complexe A, Vol. II)
Inde
3. JÄHNICHEN, H.: Lutte contre les macrophytes au moyen de Ctenopharyngodon idella
République Démocratique Allemande
4. JORGA, W. et WEISE, G.: Le développement de biomasse de macrophytes submergés dans les eaux lentes riches en matières nutritives et ses effets sur le bilan d'oxygène des eaux
République Démocratique Allemande
5. KALISZ, L.: Etangs d'algues - protection contre l'eutrophisation
Pologne
6. KORIATH, H.: Application d'engrais et eutrophisation (v. complexe A, Vol. II)
République Démocratique Allemande
7. KRAMER, D. et SCHMALAND, G.: Emploi d'herbicides pour la déprolifération des plantes herbacées y compris la lutte contre les algues et son rapport à la protection de l'environnement
République Démocratique Allemande
8. MAŃCZAK, H. et SZYMAŃSKA, H.: Principes de la protection d'eaux retenues et d'eaux stagnantes contre l'eutrophisation (v. complexe D, Vol. V)
Pologne
9. MOURSI, H. A.: Lutte contre les plantes aquatiques dans les systèmes d'irrigation et de drainage en Egypte. Problème actuel et solution proposée
Egypte
10. TSCHOU-SCHLÜTER, M.: Estimation hydrotoxicologique de pesticides sélectionnés
République Démocratique Allemande
11. VELIČKO, I. M., DECHTJAR, M. N., ŽURAVLEVA, L. A. ZIMBALEV-SKAJA, L. N., KOSTIKOVA, L. E., PALAMARČUK, I. K., JAKUBOVSKIJ, A. B.: Eutrophisation des petits fonds des réservoirs d'eau et méthode de leur restriction en combinaison avec l'augmentation de leur bioproduktivité
République Socialiste Soviétique d'Ukraine

Communications présentées pour l'information supplémentaire:

1. LANDNER, L.: Eutrophication of lakes - its causes, effects and means for control, with emphasis on lake rehabilitation. WHO Long-Term Program in Envir. Poll. Control in Europe, EURO 3130, Swedish Water and Air Pollution Research Laboratory, Stockholm/Sweden, 1976, 98 p.
2. HÖHNE, E.: Untersuchungen zur Algenmassenentwicklung in einer eutrophen Trinkwassertalsperre. Technische Universität Dresden, Sektion Wasserwesen, 1976

Littérature supplémentaire:

1. MITCHELL, D. S. (Ed.): Aquatic vegetation and its use and control. UNESCO, Paris, 1974

A PROPOS DE L'EFFET DU HYPOPHTHALMICHYTYS MOLITRIX DANS LES ECOSYSTEMES ETANG ET LAC

D. BARTHELMES

Institut für Binnenfischerei, Berlin

République Démocratique Allemande

Résumé

Les conditions climatiques régnant en R.D.A. admettent des densités de population de carpes argentées (*Hypophthalmichthys molitrix* = ca) allant jusqu'à environ 10 000 pièces/ha. Dans un étang exploité de façon normale avec des carpes, nous avons obtenu avec cette densité de population le taux d'accroissement de carpes argentées le plus élevé constaté jusqu'à présent, soit environ 1 t/ha outre les carpes récoltées. L'élimination maximale de P possible avec les carpes argentées peut donc atteindre dans les étangs et les lacs peu profonds la valeur de 0,5 à 1,5 g/m² . an. S'il n'y a pas de stratification thermique et que la régénération de matières nutritives en partant des fèces déposées des carpes argentées soit élevée en conséquence, les densités de population de 3000 pièces/ha conduisent, à défaut de populations suffisamment importantes de zooplancton filtrant, à une croissance de la biomasse de phytoplancton. Si le zooplancton se déploie copieusement, ce qui a encore été observé en présence de 2000 ca/ha s'étendant éventuellement à des densités de population encore plus élevées, il se peut également que la biomasse d'algues subisse des régressions. Les densités de population de carpes argentées de 12 000 pièces/ha suppriment évidemment le zooplancton déjà assez considérablement. C'est pourquoi on observe, pour les densités de population si élevées, sous les conditions des étangs, un fort développement du phytoplancton. En même temps, les espèces d'algues de grande taille disparaissent et sont remplacées par des espèces plus petites, soit d'une taille inférieure à 5 ... 10 µm. Cet effet peut être mis à profit pour combattre les fleurs aquatiques des algues bleues. Une diminution de la biomasse des algues n'est possible avec des densités de population si élevées dans les étangs qu'à condition que les algues soient déjà saturées en matières nutritives. Dans les lacs stratifiés, il se peut en outre que les matières nutritives contenues

dans les fèces des carpes argentées viennent à se déposer en sédiments alors que les affluents n'amènent que peu de matières nutritives. Il y a donc plusieurs points de vue qui sont en faveur de l'intégration des carpes argentées dans les conceptions d'assainissement des eaux fermées, fort eutrophes en R.D.A.

Sous l'aspect de la lutte contre les développements de masses d'algues, on peut distinguer deux modes d'action des carpes argentées (*Hypophthalmichthys molitrix*):

1°: Actions directes dues à la pâture de plancton, sédimentation de grumeaux de fèces, régénération de matières nutritives;

2°: Actions indirectes dues à l'accumulation de matières nutritives dans le corps des poissons et prise de l'eau de ces matières nutritives lors de la récolte de ces poissons.

Les actions directes et indirectes des carpes argentées sont tributaires de la densité possible de la population. Dans le cas de l'action directe par sédimentation et régénération de matières nutritives, le mode d'action varie en outre suivant qu'il s'agit d'un étang ou d'un lac stratifié.

Les études entreprises jusqu'à présent en vue de combattre les développements de masses d'algues au moyen de carpes argentées ont été réalisées dans de petits étangs à carpes et au laboratoire. Les densités de population étaient respectivement de 1700 ca₂/ha, 3000 ca₂/ha, 10000 ca₂/ha, 12000 ca₂/ha, 15000 ca₂/ha. Ces études doivent encore être étendues à des densités de population intermédiaires et, pour une grande partie, être répétées en vue d'étayer les résultats.

La densité possible de la population est sensiblement plus élevée, selon les attentes théoriques, que pour les genres de poissons vivant d'animalcules. Sous les conditions climatiques régnant en R.D.A., le taux de croissance des pièces de ca₂₋₃ atteint environ 200 à 250 g (JÄHNICHEN 1969) pour les densités de population inférieures à 1000 pièces/ha. Ces "valeurs normales" régressent au-dessus de densités de population que nous estimons à 3000 ca₂/ha. Une population de 12000 ca₂/ha a encore atteint environ un tiers de la valeur normale. Le plus grand taux de

croissance par unité de surface a été obtenu jusqu'à présent avec une population de 10000 ca₂/ha dans un étang à carpes exploité normalement. Il avoisinait 1 t/ha. Dans les lacs peu profonds à zone trophogène plus épaisse, on peut éventuellement escompter des récoltes maximales de 2 à 3 fois plus élevées. Cependant, la croissance par pièce ne se montera alors plus qu'à environ 100 g. Cela pourrait entraîner des problèmes supplémentaires en ce qui concerne la technologie de production de la pêche. La possibilité d'augmenter très fort les récoltes de poissons comestibles au moyen des carpes argentées se dessine toutefois aussi sous les conditions climatiques régnant en R.D.A. Une récolte de carpes argentées de 1 t/ha est identique à un prélèvement de P de 0,5 g/m²/an. Comme nous l'avons déjà indiqué, cette valeur pourrait éventuellement encore se multiplier par 2 ou 3 dans les lacs peu profonds, soit d'une profondeur comprise entre 2 et 3 m. Une élimination de matières nutritives de cet ordre de grandeur ne provoque pas encore une carence alimentaire dans les eaux fort eutrophes. L'importation de P de beaucoup d'eaux en R.D.A. est souvent sensiblement plus élevée et atteint, par exemple, des valeurs de l'ordre de 10 g/m²/an. Il pourrait néanmoins être utile de recourir au peuplement avec des carpes argentées aussi pour rendre plus favorable le bilan des matières nutritives dans le cadre de grands projets d'assainissement des eaux fermées, hautement eutrophes. D'autres formes du prélèvement de matières nutritives (par exemple le dévasement partiel, l'évacuation d'eau hypolimnique) pourraient ainsi venir s'y ajouter tout en permettant d'obtenir des protéines de poissons de haute qualité. Il faut cependant prendre en considération aussi les effets directs des carpes argentées, qui sont dans une large mesure indépendants de l'action des poissons sur le bilan des matières nutritives de l'eau.

D'après les études menées jusqu'à présent, les effets directs sont également visibles à partir d'environ 3000 ca₂/ha. Dans les étangs à grandes populations de carpes ayant vécu un seul été, peuplés en supplément de 3000 ca₂/ha, les quantités de phytoplancton et aussi la production planctonique primaire étaient nettement supérieures à celles observées dans les étangs témoins sans carpes argentées. Des observations analogues ont été faites en Pologne (WOLNY et collaborateurs, 1972). La cause

de cette prospérité préférentielle du phytoplancton sous ces conditions revêt une double nature: Premièrement, les matières nutritives dégagées des fèces des carpes argentées et déposées dans les étangs non stratifiés sont aisément accessibles pour le phytoplancton. Deuxièmement, les macrofiltreurs du zooplancton, surtout la *Daphnia longispina*, sont décimés, au point de devenir insignifiants, par les fortes populations de la carpe ordinaire. Cela signifie la suppression d'un facteur décisif de la régulation du développement du phytoplancton. Dans les étangs sans population importante de carpes ordinaires, il s'est confirmé que les carpes argentées ne mangent guère de zooplancton, même si celui-ci existe en abondance. Dans l'expérience faite avec 1700 ca_2/ha , par exemple, il apparaissait de fortes populations de cladocères et de rotateurs. Celles-ci empêchaient une coloration due à la végétation ou "floraison aquatique", bien que l'on essayât de provoquer cette floraison par l'apport d'engrais et par l'amenée par pompage d'une eau riche en phytoplancton en provenance d'un étang voisin. Dans un étang analogue, fort engraisé, contenant quelque 850 ca_2/ha , il s'établissait, au moment de l'étude, en août, un stade d'eau claire aux daphnies. Ces observations révélant une influence nulle ou tout au moins très faible des carpes argentées sur le zooplancton coïncident avec celles faites par d'autres auteurs. Au cours de nos expériences, les carpes argentées n'ont mangé des quantités notables de zooplancton qu'au cas que les animalcules ne fussent plus entièrement vitaux par suite du passage par une pompe. A titre d'hypothèse de travail, nous présumons de ce fait que le zooplancton peut pour une grande partie s'échapper vivant de la gueule des carpes argentées mangeant tout sans distinction. Avec une population de 12000 ca_2/ha , le zooplancton était par contre très faiblement développé en comparaison d'un étang témoin (voir la fig. 1). En présence de cette haute densité de population, il est donc probable que les animalcules du zooplancton soient progressivement lésés par suite des passages réitérés par les gueules des poissons et finissent par être éliminés par filtrage. La densité de population à laquelle commence cette action sur le zooplancton, devra encore être déterminée. Les observations faites jusqu'ici révèlent seulement que cette densité critique de population doit se situer entre 2000 et 12000 ca_2/ha . Au-dessous de la densité

critique de population, le zooplancton peu être utilisé, à côté d'autres facteurs, à condition d'un choix convenable de la densité des autres genres de poissons, à la décimation du phytoplancton. Comme il ressort des exemples cités, cette mesure peut être très efficace aussi dans les étangs à carpes et peut conduire à une diminution considérable du phytoplancton. Les effets du zooplancton et des carpes argentées se suppléent en ce sens que la décimation est en ce cas opérée depuis les deux extrémités du spectre de tailles du phytoplancton. Le zooplancton décime le phytoplancton de la taille bactérienne jusqu'à l'ordre maximal d'environ 30 μ m. Les carpes argentées éliminent par contre sans aucune distinction, par filtrage, le gros phytoplancton. Leur zone d'action s'étend jusqu'au phytoplancton d'une taille d'environ 10 μ m. En cas d'utilisation combinée de zooplancton et de carpes argentées, la production de phytoplancton ne peut par conséquent plus se réfugier dans des ordres de tailles qui soient garantis contre les déperditions dues à la pâture. Cela est fréquent si les deux groupes de filtreurs apparaissent séparément. Dans le cas de développements en masse de daphnies, par exemple, on observe souvent des fleurs de grandes formes d'algues bleues telles l'Aphanizomenon et la Microcystis. Dans le cas d'une population nombreuse de carpes argentées, le développement du zooplancton est faible, et les plus petites algues nanoplanctoniques, qui ne peuvent plus être éliminées par filtrage par les poissons, sont par contre favorisées en compensation. Cet état de choses a été observé lors des expériences faites avec des densités de population des carpes argentées de respectivement 10000 et 12000 ca/ha dans des étangs à carpes. En même temps, l'apparition d'Aphanizomenon a été supprimée voire empêchée dans les deux cas. L'élimination des algues à fleurs aquatiques par les carpes argentées a été observée également lors des expériences menées à petite échelle. Cela offre des possibilités d'application pratique des carpes argentées dans des eaux envahies par les fleurs aquatiques. Il reste toutefois encore à éclaircir, ici également, la question de savoir à partir de quelle densité de population s'amorce la suppression effective des algues à fleurs aquatiques. Cet effet pourrait éventuellement déjà se produire avec des densités de population inférieures à 10000 ca/ha. La lutte contre les fleurs aquatiques est sans doute favorisée par le fait que

ces algues apparaissent en règle générale au fort de l'été, en présence de températures maximales, quand le besoin de nourriture des poissons atteint, lui aussi, son maximum. De plus, l'activité spécifique des algues bleues est moins intense que celle des autres groupes d'algues (FINDENEGG 1971). Il se peut qu'il y ait même des zones de densités de population où la lutte contre les algues bleues est compatible avec la conservation du zooplancton. Cela doit également encore être vérifié par des expériences appropriées. Avec des densités de population de 10000 ca/ha et au-delà, une apparition en masse de nanophytoplancton est l'état final sous les conditions d'une très bonne régénération des matières nutritives telle qu'elle s'opère dans l'étang à carpes, puisque le zooplancton est absent. Une certaine réduction de la biomasse d'algues est associée à cet état si la production n'est plus limitée par des matières nutritives, mais par la lumière. Dans les lacs stratifiés, la fixation de matières nutritives dans l'hypolimnion serait à prendre en considération, en présence de densités de population pareilles, comme une particularité. Avec les taux de pâture courants au fort de l'été, un appauvrissement sensible des matières nutritives de l'épilimnion peut se produire, d'après des calculs sommaires, par suite de la sédimentation des fèces des carpes argentées. On pourrait ainsi se figurer des états où toute la masse de seston éliminable par filtrage, serait transportée dans l'hypolimnion au cours de quelques jours. Dans les cas d'une faible importation de matières nutritives par les affluents, cet effet des carpes argentées pourrait prendre, lui aussi, une importance pratique pour la diminution des masses d'algues (BARTHELMES, sous presse).

Littérature

- BARTHELMES, D.: Zur Phosphatregeneration durch Silberkarpfen. Acta hydrochim. hydrobiol. (sous presse)
 FINDENEGG, I.: Die Produktionsleistung einiger planktischer Algenarten in ihrem natürlichen Milieu. Arch. Hydrobiol. 69 (1971) 3, 273 - 293
 JÄHNICHEN, H.: Der Silberkarpfen (Hypophthalmichthys molitrix). Dt. Fischereiztg. 16 (1969) 12, 381 - 383
 WOLNY, P., GRYGIEREK, E.: Intensification of fish ponds production. Prod. Problems of freshwaters, Warszawa-Krakow (1972), 563 - 571

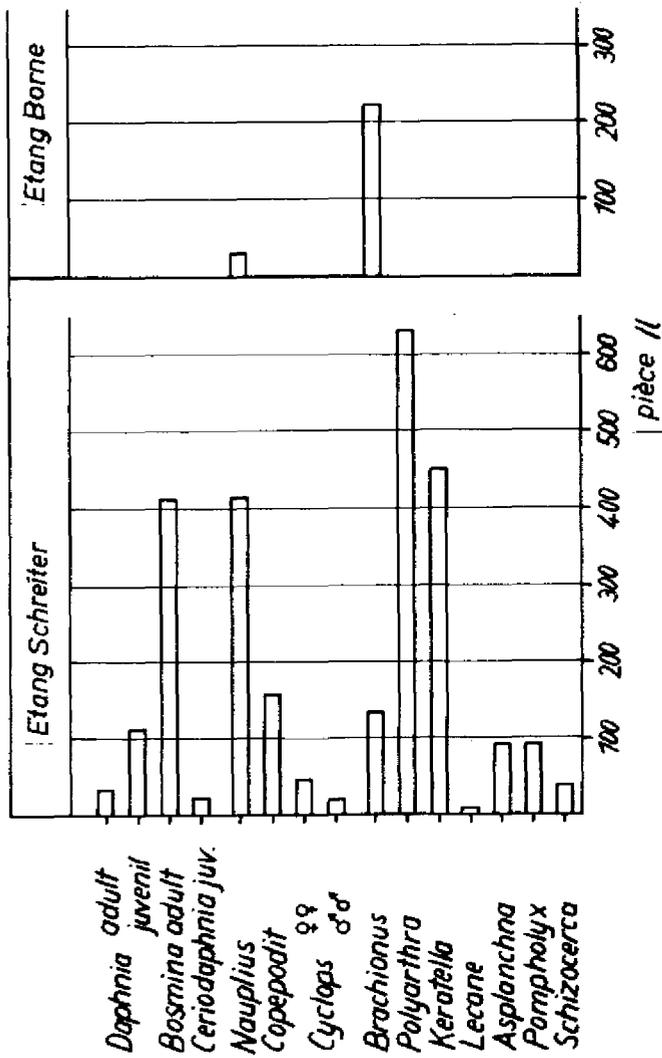


Fig. 1: La quantité de zooplancton dans un étang à carpes sans (étang Schreiter) respectivement avec 12.000 ca₂/ha (étang Borne) du mois de juin jusqu'au mois de septembre 1974

LUTTE CONTRE LES MACROPHYTES AU MOYEN DE CTENOPHARYNGODON IDELLA

H. JÄHNICHEN

Institut für Binnenfischerei, Berlin

République Démocratique Allemande

Résumé

La première importation d'alevin de la carpe de l'Amour (*Ctenopharyngodon idella*) en provenance de l'Union Soviétique par la R.D.A. a eu lieu en 1966. Ce genre de poisson se nourrit, après le stade de l'alevinage, d'algues filamenteuses (*cladophora*, *spirogyra*) et de macrophytes. L'alimentation au moyen de ces plantes met d'une part en valeur une niche écologique non utilisée directement par les poissons utiles en R.D.A. jusqu'à présent et empêche d'autre part dans les eaux appropriées une végétation excessive. De vastes expériences et observations faites dans de différentes eaux depuis 1967 ont permis de mettre en évidence l'efficacité de *C. idella* dans la lutte contre les plantes aquatiques. On considère comme conditions préalables pour l'application efficace:

- 1° une qualité suffisante de l'eau;
- 2° des températures d'eau supérieures à 15 ... 16 °C;
- 3° des profondeurs d'eau d'au moins 0,30 m, avec des endroits d'une profondeur de 1 m et davantage;
- 4° l'exclusion des eaux ayant une végétation monolithique, par exemple de stratiotes aloïdes, *ranunculus* sp., ou bien un développement en masse de nymphaeceae;
- 5° il faut qu'il s'agisse d'eaux empêchant l'émigration des poissons;
- 6° il faut que les poissons aient un âge minimum de deux ans;
- 7° une densité moyenne de population de 200 kg/ha, qui doit être réduite ou augmentée selon la masse végétale.

On peuple actuellement de *C. idella* environ 150 ha de cours d'eau en R.D.A. Une extension plus poussée du faucardage biologique se heurte à présent encore au manque de poissons.

Les premières expériences en vue de l'acclimatation de la carpe de l'Amour (*Ctenopharyngodon idella*) en R.D.A. furent commencées en 1965 et continuées dès 1966 dans une mesure plus importante, après avoir reçu de quantités notables (500 000 pièces) d'alevins âgés de 3 jours, capables de nager et de se nourrir de l'Union Soviétique /19, 20, 21/.

Nous savions grâce au dépouillement de la littérature que ce genre de poisson se nourrissait, après le stade de l'alevinage, d'algues filamenteuses et de macrophytes /2, 3, 21 et d'autres/. Le but de l'acclimatation en R.D.A. était donc de mettre en valeur une niche écologique de nos eaux et de contribuer ainsi à l'augmentation de la production sans investir des produits de fourrage supplémentaires. En même temps, ces poissons devraient contribuer à tenir libres d'une végétation excessive les eaux productives des étangs. L'utilisation de ce genre de poisson à la limitation biologique de la végétation aquatique a suscité un vif intérêt non seulement dans la pêche, mais encore partout où une végétation excessive perturbe l'équilibre biologique et entrave le processus naturel de production, par exemple dans les réservoirs d'eau, les canaux et d'autres cours d'eau. En raison de leur forte végétation, les cours d'eau en R.D.A. doivent être faucardés plusieurs fois par an. Le coût de ces travaux est très élevé. Surtout les cours d'eau à faibles largeurs du radier font des difficultés considérables puisque tout le faucardage doit ici être effectué essentiellement à la main. Une lutte efficace contre les plantes aquatiques à l'aide de *C. idella* pourrait donc procurer un profit économique élevé.

Nous savons, de nombreuses publications, que les *C. idella* acclimatés extirpent de grandes quantités de plantes aquatiques et terrestres en présence de températures d'eau analogues à celles régnant dans leur pays d'origine, soit 22 à 26 °C en moyenne /1, 2, 3, 5, 17, 18, 22/. Etant donné que des températures d'eau si hautes sont tout au plus atteintes dans les étangs, sous les conditions climatiques de la R.D.A., seulement pour une courte durée, et que les températures ne dépassent que de peu la valeur de 20 °C dans les cours d'eau, il se posait la question fondamentale de savoir si un faucardage biologique efficace pourrait être obtenu au moyen de *C. idella*.

Les premiers problèmes fondamentaux relatifs à l'acclimatation dans les exploitations d'étangs de la R.D.A. ayant été résolus de façon satisfaisante, dont ceux de l'hivernage et de l'élevage /13, 19, 20/, nous avons examiné la question de savoir dans quelle mesure les plantes aquatiques les plus fréquentes en R.D.A. sont mangées en présence de températures d'eau à partir de 16 °C /4/. Nous avons ensuite étudié l'influence de *C. idella* sur la quantité des plantes aquatiques dans des étangs et de différents cours d'eau (canaux, cours d'eau navigables et fossés d'amélioration) /5, 6, 7, 8, 9, 10, 11/.

Nous disposons de vastes résultats d'essais et d'expériences pratiques recueillis depuis 1967. Nous allons en communiquer ci-après les résultats les plus importants.

Il ressortait des essais d'alimentation et des études de la nourriture que les alevins commencent dès l'âge de 2 à 3 semaines et dès une longueur totale de 1,5 à 2 cm à prendre de la nourriture végétale, notamment des algues filamenteuses. Puis, ils mangent avant tout de fines plantes sous-marines molles qui se trouvent au stade juvénile. Le spectre alimentaire s'élargit avec la croissance des poissons. En août/septembre, les poissons ayant vécu un seul été et ayant une masse de 15 à 25 g par pièce mangent déjà toutes les plantes aquatiques qui sont à leur portée. Ils s'abstiennent seulement des plantes qui ne peuvent pas encore être saisies par les petites gueules des poissons. Les poissons de'un été peuvent être nourris de plantes terrestres. Ils prennent cette nourriture à la surface de l'eau. Les lemna sont également éclaircies, voire détruites si la population de poissons est très importante.

Au cours du second été, les *C. idella* élevés en R.D.A. atteignent en moyenne déjà un poids corporel de 200 à 400 g. Ils mangent dès cette phase des macrophytes grands et durs par exemple typhas, phragmites, carex, juncus et d'autres, exceptés les stratiotes aloides et ranunculus sp., qui ne sont pas mangés, de même que les nymphaeaceai, qui ne sont prises qu'en présence de conditions extrêmes. Dans les étangs, ces poissons sont déjà utilisés avec le meilleur succès à la lutte contre les plantes aquatiques. Suivant la densité de l'ensemble des plantes, on utilise jusqu'à 1000 pièces par ha et, dans les cas extrêmes,

même davantage. De cette manière, une série d'eaux complètement envahies par la végétation ont pu être récupérées pour la production de carpes.

Nous pouvons à présent constater que la lutte contre les plantes aquatiques par des moyens mécaniques telle qu'elle était usuelle et chère il y avait quelques années pouvait être remplacée dans une large mesure, dans les étangs, par le procédé biologique recourant aux *C. idella*, ce qui procure un profit économique élevé.

Depuis 1968, nous avons vérifié la convenance de différents cours d'eau (canaux, fossés d'amélioration, cours d'eau navigables etc.) pour le faucardage biologique au moyen de *C. idella* /5, 6, 8, 9, 10, 12/ après avoir constaté, par des études intensives ayant eu pour objet la prise des macrophytes en présence de températures d'eau comprises entre 16 et 22 °C, que ces poissons mangeaient avec un grand effet les plantes aquatiques les plus fréquentes en R.D.A. /4/. Nous avons alors pu répondre affirmativement à la question fondamentale de savoir si l'utilisation de *C. idella* permettrait de restreindre voire d'empêcher le développement d'une végétation excessive. Une lutte efficace contre les plantes aquatiques requiert toutefois les conditions préalables suivantes :

Qualité de l'eau: L'eau doit répondre aux impératifs valables pour les eaux servant à l'élevage de poissons. Il faut surtout faire attention aux déversements d'eaux résiduelles et à la teneur en oxygène qui ne doit pas excéder 3 mg d'O₂/l.

Température de l'eau: Si les valeurs maximales n'atteignent pas 15 ou 16 °C au cours des mois d'été, on ne peut pas compter sur une lutte efficace contre les plantes aquatiques.

Profondeur de l'eau: Les carpes de l'Amour ont évité régulièrement les endroits à faible profondeur d'eau des cours supérieurs. En effet, ces parties des eaux n'offrent aucune cachette à ces animaux farouches et très peureux. On sait que les *C. idella* se réfugient dans l'eau profonde quand ils sont dérangés d'une manière quelconque. Aussi pour exclure les vols, les cours d'eau de faible profondeur doivent être exclus du peuplement avec des *C. idella*. Le faucardage biologique n'est donc réalisable que dans les eaux dont la profondeur ne tombe pas

au-dessous de 0,30 m pendant la période de végétation et qui comportent des endroits ayant une profondeur de 1 m ou davantage. Cela garantit en même temps un hivernage sûr dans les cours d'eau.

Végétation: Les cours d'eau ayant une végétation monolithique, par exemple de stratiotes aloides, ranunculus sp. ou nymphaeaceae, sont à exclure du faucardage biologique par *C. idella* et devraient d'abord faire l'objet d'une expertise.

Grillage: L'émigration des *C. idella* hors des étangs est notoire. Nous avons fait des expériences analogues dans les cours d'eau. La fermeture par des grilles doit donc être absolument sûre autant qu'on en puisse juger puisque tout succès du faucardage biologique en est tributaire. Les essais faits jusqu'à présent ont révélé que la mise en place de dispositifs de fermeture entraîne des frais élevés d'acquisition et d'entretien et que ces dispositifs ne garantissent en fin de compte pas encore de fermeture sûre. Or, étant donné qu'une fermeture sera nécessaire aussi à l'avenir en vue d'obtenir un faucardage biologique efficace, seul le recours à des dispositifs de fermeture existants (déversoirs) entre en ligne de compte, car il suffit en ce cas de mettre en place des grilles appropriées. De cette manière, des systèmes d'eaux entiers sont protégés contre l'émigration des poissons. Les grilles actuellement les plus usuelles sont du type à barreaux disposés avec un écartement compris entre 4 et 5 cm suivant la taille des poissons utilisés. Les faibles écartements des barreaux ont pour conséquence que les matières flottantes de grandes dimensions sont retenues. Les grilles doivent donc être nettoyées tous les jours. La nécessité d'un grillage robuste et sûr restreint considérablement une utilisation à grande échelle des *C. idella* dans les grands cours d'eau centraux quand il n'est pas possible de mettre en place des grilles. Cet état de choses nous a amenés à étudier actuellement la possibilité de mettre en oeuvre des "chasse-poissons" électriques. Un résultat positif contribuerait à perfectionner encore davantage le faucardage biologique.

Densité de population: Quant au peuplement, on devrait tenir compte du fait que les températures de l'eau sont en moyenne inférieures de 3 à 5 °C à celles régnant dans les étangs /5/.

D'autre part, beaucoup de cours d'eau ont une population de brochets (*esox lucius*), de manière que les petits *C. idella* soient fort menacés. Les poissons devraient donc être âgés d'au moins 2 ans et avoir une masse par pièce de 200 à 250 g.

Les expériences faites ces dernières années ont permis d'établir les bases d'un nouveau procédé de lutte contre les plantes aquatiques indésirables dans les cours d'eau. Les essais à grande échelle effectués jusqu'en 1975 d'après les critères donnés ont abouti à de bons succès et nous ont valu un profit économique élevé. En 1972, une longueur totale d'environ 330 km de cours d'eau d'une largeur moyenne du radier de 3 m a été tenue libre de plantes aquatiques, par des *C. idella*. Plus précisément, 1 kg de *C. idella* tient libre de plantes aquatiques une aire de fond pouvant atteindre 50 m². En 1973 et 1974, le faucardage biologique n'a pas été élargi de façon notable puisque les exploitations de la pêche en eau douce n'ont pas pu mettre de poissons à disposition, en raison de difficultés apparues dans l'élevage. Ce n'est qu'en automne 1975 qu'un nouvel alevinage put être effectué, de façon qu'en 1976 environ 150 ha soient tenus libres d'une végétation excessive par des *C. idella*. Cela signifie, pour une largeur moyenne du radier de 3 m, une longueur de cours d'eau d'environ 500 km. La stabilisation de la fécondation artificielle et de l'élevage de *C. idella* /7, 11/ crée actuellement dans la pêche en eau douce de la R.D.A. les conditions préalables de la satisfaction des besoins en *C. idella* pour le faucardage biologique. Le besoin pour un premier alevinage s'élève actuellement à environ 200 t. Cela correspond à environ 0,57 jusqu'à 1,0 million de *C. idella* âgés de deux ans. Ce chiffre ne tient cependant pas encore compte de tous les cours d'eau et systèmes d'eaux appropriés. Nous pensons que le faucardage biologique au moyen de *C. idella* peut être introduit avec succès partout où les conditions de température sont meilleures que celles de la R.D.A. ou tout au moins analogues à celles de la R.D.A. Cela a déjà pu être confirmé par des expériences correspondantes /14, 15, 16, 20, 23, 24/.

Littérature

1. ANTALFI, A. et TÖLG, I.: Pflanzenfressende Fische (hongrois).
Mezőgazdasági Kiado, Budapest (1968)
2. ALIEW, D. S.: Ein Versuch zur Nutzung des Weißen Amurs zur
Bekämpfung des Pflanzenwuchses in Gewässern (russe).
Problemy rybochozjaistwennogo ispol'sowanija rastitel'no-
jadnych ryb w wodocmach SSSR (1963), 89 - 92
3. GLAGOLEW, E. W.: Zur Frage der Melioration von Kühlwasser-
reservoirien und deren fischereiliche Nutzung (russe).
Problemy rybochozjaistwennogo ispol'zowanija rastitel'no-
jadnych ryb w wodocmach SSSR (1963), 97 - 99
4. JÄHNICHEN, H.: Die Aufnahme von Wasser- und Landpflanzen durch
junge Graskarpfen. Dtsch. Fischerei-Zeitung (1967) 5,
147 - 151
5. JÄHNICHEN, H.: Die Wirksamkeit von Graskarpfen zur biologi-
schen Wasserpflanzenbekämpfung. Forschungsabschlussbericht
Institut für Binnenfischerei, Berlin-Friedrichshagen (1969)
6. JÄHNICHEN, H.: Die biologische Krautung. Institut für Binnen-
fischerei, Berlin-Friedrichshagen (1973), 44 S.
7. JÄHNICHEN, H.: 6 Millionen Stück Amurkarpfenbrut. Erfahrungen
bei der künstlichen Vermehrung von Amurkarpfen (*Cteno-
pharyngodon idella*) in der DDR. Z. Binnenfischerei DDR 20
(1973) 7, 213 - 223
8. JÄHNICHEN, H.: Biologische Wasserpflanzenbekämpfung mit Amur-
karpfen (*Ctenopharyngodon idella*) in Wasserstraßen der DDR.
Z. Binnenfischerei DDR 21 (1974) 7, 198 - 201
9. JÄHNICHEN, H.: Weitere Erfolge beim Einsatz von Amurkarpfen
(*Ctenopharyngodon idella*) zur biologischen Wasserpflanzen-
bekämpfung in Wasserläufen. Z. Binnenfischerei DDR 20
(1973) 8, 227 - 228
10. JÄHNICHEN, H.: Senkung der Kosten bei der Wasserpflanzenbe-
kämpfung durch den Amurkarpfen (*Ctenopharyngodon idella*).
Z. Binnenfischerei DDR 21 (1974) 3, 85 - 89
11. JÄHNICHEN, H.: Erfahrungen bei der Aufzucht pflanzenfressen-
der Fische im 1. Zuchtjahr. Institut für Binnenfischerei,
Berlin-Friedrichshagen (1975), 32 S.

12. JÄHNICHEN, H. et FRITZSCHE, S.: Beitrag zum Verhalten pflanzenfressender Cypriniden insbesondere von Amurkarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) in ihrer Bedeutung als Wirtschaftsfische in den Gewässern der Deutschen Demokratischen Republik. Z. Binnenfischerei 19 (1972) 5, 139 - 146
13. JÄHNICHEN, H. et KASPER, W.: Die Überwinterung einsümmriger Graskarpfen 1966/67. Dt. Fischerei-Zeitung 14 (1967) 12, 375 - 377
14. OPUSZYŃSKI, K.: Use of phytophagous fish to control aquatic plants. Aquaculture 1, (1972), 61 - 74
15. PROWSE, G. A.: Versuchskriterien zum Studium der Graskarpfen-nahrung im Verhältnis zur Krautbeseitigung (anglais). Progr. Fish-Culturist 33 (1971), 128 - 131
16. PENTELOV, F. T. et STOTT, B.: Graskarpfen zur Wasserpflanzenbekämpfung (anglais). Progr. Fish-Culturist 27 (1965), 210 - 215
17. PENZES, B. et TÖLG, I.: Pflanzenverbrauch des Graskarpfens auf Grund von Aquarienuntersuchungen (hongrois). Halászati 12 (1966), 9
18. SCHEER, D. et JÄHNICHEN, H.: Der Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*). Dt. Fischerei-Zeitung 14 (1967), 129 - 130
19. SCHEER, D., JÄHNICHEN, H. et GRAHL, K.: Beobachtungen bei der Haltung von ein- und zweisümmrigen Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) in kleinen Teichen im Gebiet von Karl-Marx-Stadt. Dt. Fischerei-Zeitung 14 (1967), 141 - 146
20. SCHEER, D., JÄHNICHEN, H., GRAHL, K. et KASPER, W.: Die Aufzucht von Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) in den Teichwirtschaften Uhyst, Rietschen und Karl-Marx-Stadt im Jahre 1966. Dt. Fischerei-Zeitung 14 (1967), 130 - 141
21. VOLLMANN-SCHIPPER, F.: Biologische Bekämpfung der Wasserpflanzen. All. Fischerei-Ztg. (1968), 167 - 168
22. WERIGIN, B. W.: Probleme der biologischen Melioration von Kühlwasserreservoirien und deren fischereiliche Nutzung (russe). Problemy rybochozjaistwennogo ispolozowanija rastitel'nojadnych ryb w wodoemach SSSR (1963), 93 - 96
23. v. ZON, J. C. J.: Studies on the biological control of aquatic weeds in the Netherlands. Proc. III Int. Symp. Biol. Contr. Weeds, Montpellier (1973)
24. v. ZON, J. C. J.: The grasscarp in Holland. Proc. 4th internat. Symp. aquatic Weeds, Vienna (1974), 125 - 133

LE DEVELOPPEMENT DE BIOMASSE DE MACROPHYTES SUBMERGES DANS LES
EAUX LENTES RICHES EN MATIERES NUTRITIVES ET SES EFFETS SUR LE
BILAN D'OXYGENE DES EAUX.

W. JORGA⁺) et G. WEISE⁺⁺)

+) VEB Projektierung Wasserwirtschaft, Bad Liebenwerda

++) Technische Universität Dresden, Sektion Wasserwesen, Dresden
République Démocratique Allemande

Les eaux coulantes riches en macrophytes montrent dans leur bilan d'oxygène un rythme journalier et annuel qui est absent dans les trajets d'écoulement hétérotrophe. Pour comprendre les rapports causaux entre le développement de la biomasse de macrophytes submergés et le bilan d'oxygène, on a choisi comme objet d'investigation le fleuve "Kleine Elster" dans le district de Cottbus (R.D.A.) parce qu'il s'agit d'un émissaire de la plaine basse fort encombré d'herbes dans son cours inférieur. Comme à la moyenne vitesse d'écoulement faible (0,15 ... 0,20 m/s) l'introduction d'oxygène reste peu important, les changements du bilan d'oxygène doivent être dus en premier lieu à des processus biogènes.

La dynamique du développement de la biomasse

Supposée une offre suffisante de substances nutritives comme il est le cas dans l'émissaire étudié, l'importance de la production de biomasse dépend en premier lieu de l'offre de lumière. Dans le cours inférieur riche en substances nutritives la production de biomasse, atteint au printemps un maximum d'environ 300 g/m² (masse sèche). En été on arrive même à des valeurs de >600 g/m² (valeurs maximales >1200 g/m²!). En automne on peut enregistrer parallèlement à la diminution de ces conditions favorables une réduction de la production de biomasse à des valeurs de \approx 100 g/m².

En été, les espèces qui tendent à une eutrophisation (habitat principal dans les eaux riches en substances nutritives) comme *Potamogeton pectinatus* montrent un développement particulièrement important de biomasse. Pendant l'été, les espèces *Potamogeton*

(*P. pectinatus*, *P. natans*, *P. crispus*) dominant à côté de *Elodea canadensis* et *Ranunculus aquatilis*. *Ceratophyllum demersum*, les espèces de *Callitriche* et de *Ranunculus* hivernent ainsi que *Elodea canadensis*. Leur développement est limité surtout par l'offre de lumière et la charge par des eaux résiduaires.

Le développement de biomasse et ses rapports au bilan d'oxygène des eaux

Pour rechercher les rapports entre le développement de biomasse de la flore submergée et le bilan d'oxygène dans les eaux courantes, nous avons déterminé de manière synchrone la teneur en oxygène aux endroits de prise des plantes dans le fleuve "Kleine Elster" (méthode Winkler, mesures électrochimiques d'oxygène au moyen d'électrodes couvertes de membranes). L'influence des macrophytes se montre de manière particulièrement évidente en comparant un trajet d'écoulement hétérotrophe à trajet autotrophe. De tels états ont été étudiés l'un à côté de l'autre dans le "Kleine Elster". Dans le trajet hétérotrophe causé par des adductions massives d'eaux d'égout, nous avons trouvé pendant la période de végétation (d'avril jusqu'à septembre) des valeurs de saturation d'oxygène de <20 % tombant au cas extrême dans les mois d'été août et septembre à <5 % (environ 0,5 mg/l O₂). Après la décomposition des substances putrescibles contenues dans les eaux résiduaires beaucoup de substances nutritives minérales sont libérées favorisant ainsi la production de biomasse des plantes aquatiques submergées. Sous des conditions désormais autotrophes, nous avons trouvé des concentrations d'oxygène dépassant déjà dans la matinée la limite de saturation de 75 %. Il faut cependant souligner qu'au petit matin on constate des valeurs de saturation d'oxygène extrêmement basses. Des valeurs élevées de la biomasse causent des pertes de respiration élevées nocturnes à des températures d'eau élevées en été. Quant à la photosynthèse ce sont des phénomènes de feed back négatifs qui se montrent lors d'un développement de la biomasse de $\geq 250 \text{ g (TS) } \cdot \text{m}^{-2}$. (TS = substance sèche). Parmi eux on peut citer surtout l'autoombrage et la concurrence d'espace croissante gênant en même temps l'assimilation nette ainsi que par conséquent aussi l'oxygénation photosynthétique dans l'eau. La production d'oxygène par photo-

synthèse des herbes submergées suit de manière linéaire l'offre de lumière jusqu'à la valeur limite de la biomasse citée.

Quant à la biomasse on peut déterminer la photosynthèse des macrophytes submergés par des recherches d'analyse de gaz infrarouge de la consommation de CO_2 (Méthode - IRGA). En montant l'installation de mesure IRGA dans un laboratoire roulant, on réussit à mettre en valeur les avantages de ce procédé de mesure ultrasensible. Sur la base de l'échange de CO_2 mesurés continu on peut trouver la rendement de production.

Conclusions

Le dépassement de la valeur limite de $250 \text{ g (TS)} \cdot \text{m}^{-2}$ comme conséquence de la respiration des macrophytes conduit dans les eaux lentes à un fort déficit d'oxygène nocturne. Si l'offre de lumière est insuffisante on peut enregistrer aussi pendant la journée des réductions considérables de l'oxygénation photosynthétique correspondante. Dans des effectifs très denses nous avons trouvé au moyen de mesurages de lumières submarins simples (à l'aide de cellules photélectriques au sélénium plongées dans les effectifs de plantes submergées) que l'offre de lumière relative (offre de lumière à l'endroit de mesure par rapport à l'intensité à la surface d'eau) décroît jusqu'à <5 %! Pendant des journées au ciel couvert accompagnées souvent de pluies, le "gain" photosynthétique est presque nul. Par leurs recherches dans le fleuve Ivel (Grande Bretagne) fort encombré d'herbes submergées OWENS et ses collaborateurs ont constaté que pendant des journées brouillées d'été 70 % de l'oxygène consommé dans l'eau durant la journée se perd par les processus de respiration des plantes aquatiques supérieures.

La consommation d'oxygène causés par la respiration des macrophytes est toujours plus graves, si par la vitesse d'écoulement faible de l'eau l'oxygénation atmosphérique reste insuffisante. La vitesse d'écoulement réduite est d'ailleurs la conséquence immédiate du développement de la biomasse. Après des précipitations pendant un temps prolongé on peut enregistrer des mouillages excessifs et des inondations des surfaces agricoles riveraines.

L'élimination de l'effet de retenue d'herbes est donc une mesure d'aménagement indispensable. Dans le cours inférieur du "Kleine Elster" particulièrement riche en macrophytes il faut effectuer le premier faucardage pendant des années normales déjà au mois de mai. Les faucardages suivants tombent dans les mois de juin jusqu'à septembre. Ce matériel de plantes coupé mécaniquement doit être éloigné immédiatement de l'émissaire, parce que son dépérissement dans l'eau et la décomposition microbienne suivante représenteraient d'autres charges considérables. La valeur de la biomasse de $>500 \text{ g (TS) } \cdot \text{m}^{-2}$ que nous avons trouvée dans le fleuve "Kleine Elster" correspond à une biomasse de $>50 \text{ t/ha}$. En effet, on a récolté 60 t de masse de plantes par ha dans l'émissaire lors des faucardages dans le cours inférieur du Kleine Elster (à trois reprises pendant la période de végétation).

Ce matériel de plantes coupé de l'émissaire est déjà utilisé avec succès comme engrais organique dans un grand nombre de jardins ouvriers de l'arrondissement de Liebenwerda. L'agriculture devrait profiter, elle aussi, dans l'avenir de l'utilisation de ce précieux engrais organique. De cette manière on pourrait stabiliser et même augmenter la fertilité des sols. L'utilisation des plantes aquatiques "récoltées" comme fourrage, éventuellement en forme de pellets ou de silage - à l'exception des espèces *Ranunculus* toxiques (THOMAS 1975) - devrait être étudiée rapidement, d'autant plus qu'il y a déjà de premiers succès d'une telle utilisation dans le district de Cottbus.

De toutes les méthodes de lutte contre une biomasse excessive de plantes submergées la méthode biologique est la plus profitable. Seulement peu d'espèces d'animaux peuvent utiliser directement les plantes aquatiques supérieures. Puisque l'emploi général d'herbicides est impossible par des raisons de la protection de l'environnement, seulement de vrais "consommateurs primaires" peuvent être employés pour la prévention d'un développement massif de la flore aquatique: Des carpes herbivores de l'Asie de l'Est (*Ctenopharyngodon idella*), le cygne muet (*Cygnus olor*), et des insectes herbivores, les lamantins de la famille manatidea dans les régions tropicales et subtropicales.

En utilisant les "carpes de l'Amour" herbivores dans les fleuves de la plaine basse encombrés de mauvaises herbes, on peut économiser les frais d'un faucardage mécanique et la main-d'oeuvre nécessaire à condition qu'il ne s'agit pas d'effectifs massifs des espèces Ranunculus toxiques puisqu'ils ne sont pas mangés (JÄHNICHEN 1973). "Les faucardages annuels de cours d'eau importants nécessaires en R.D.A. sur une longueur d'environ 26 000 km et d'une superficie d'environ 14 000 ha - y compris les multiples répétitions dans de grandes parties - pour garantir l'écoulement sans risque de orues, soulignent que toute réduction des frais de faucardage représenterait un grand avantage économique si l'on tient compte du taux de frais d'environ 0,15 M/m² (FIEDLER 1973). Ce point de vue économique doit être considéré dans l'avenir pour toutes les mesures régulatrices des eaux. Dans les eaux courantes eutrophisées c'est l'ombrage par des bocages de rivage qui représente la meilleure prophylaxie pour réduire le développement de la biomasse. Une plantation de bocages protecteurs aux rivages dans les plaines représenterait un gain économique élevé par la diminution des frais et des travaux de faucardage.

Littérature

1. FIEDLER, R.: Forschungsergebnisse brachten hohen volkswirtschaftlichen Nutzen. Mitt.a.d.IILN.-Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen, 11 (1974), 2, 72-73.
2. HORBACH, W.; HORNIG, L. et WEISE, G.: Untersuchungen des CO₂-Stoffwechsels submerser höherer Wasserpflanzen im Fließgewässer unter Einsatz eines fahrbaren Infrarot-Gasanalysator-Labors. Int.Revue ges. Hydrobiol. 59 (1974), 1, 17-29.
3. JÄHNICHEN, H.: Die biologische Krautung- eine Möglichkeit der rationellen Instandhaltung offener Wasserläufe. Inst.f. Binnenfischerei, Berlin-Friedrichshagen, 1973.
4. OWENS, M., KNOWLES, G. et CLARK, A.: The prediction of the distribution of dissolved oxygen in rivers. - Proceedings of the 4th International Conference held in Prague 1969. - Walter Pollut. Research (Oxford et New York) 579 (1969), 125-137.
5. THOMAS, E. A.: Kampf dem zunehmenden Wasserpflanzenbewuchs in unseren Gewässern! Krautwucherungen als schwerwiegendes

Gewässerschutzproblem in Fließgewässern. Wasser- und
Energiewirtsch. 67 (1975), 1/2, 12-19.

6. THOMAS, E. A.: Gewässerfeindliche Wirkungen von Phosphaten
in Flüssen und Bächen. Schweiz.Z.Hydrol. 37 (1975),
273-288.

DES CONSIDERATIONS QUANT A L'INFLUENCE DE POISSONS SUR LE FONCTIONNEMENT DE SYSTEMES ECOLOGIQUES DE LACS ET LES EFFETS SUR LA QUALITE DE L'EAU ^{*)}

Z. KAJAK

Polish Academy of Sciences, Institute of Ecology, Department of Hydrobiology, Dziekanów Leśny near Warsaw
Pologne

Résumé

Par l'élimination du macrophytoplancton (un concurrent du nanoplancton) et du zooplancton (qui se nourrit du nanoplancton), la carpe d'argent devrait stimuler le développement de ce dernier. D'autre part, l'eau devient plus pauvre par l'enlèvement de substance de l'épilimnion à l'aide de résidus sédimentés, de même par la diminution de la richesse en zooplancton et la suite en est une excrétion de substances dans l'eau. Dans des lacs stratifiés, et dans des environnements avec un faible échange entre la boue et l'eau, il résulterait de tout cela une diminution du degré de trophie de l'eau, pendant la période de stagnation. Pour rendre possible des prévisions pour des périodes plus longues, il faut d'autres données. A plusieurs reprises on a atteint une diminution de la biomasse du phytoplancton et une diminution de la prédominance des algues bleues (Cyanophyceae) dans des enclos de 6 m² et d'une profondeur de 1,5 m, qui étaient imperméables au plancton et pourvus de sol naturel de lac, lors de 18 g/m³ de phytoplancton et de 30 g/m³ de carpe d'argent (KAJAK et d'autres 1975). Mais dans des milieux de faible profondeur, surtout ceux avec la carpe commune le phytoplancton est fort stimulé, même lors d'une densité très haute - jusqu'à 213 g/m³ de carpe d'argent (JANUSZKO 1976, OPUSZYNSKI 1976). Cela est sans doute dû au taux accru de décomposition et de circulation de la substance. Ces effets résultent des formes de changement avec des temps de transformation plus courts dans le plancton atteints par la carpe d'argent et de la fertilisation des sédiments du fond par ce poisson. Le milieu d'une eau de faible profondeur et le fait que la carpe commune remue tout le temps la boue, provoquent une libération rapide des substances des sédi-

^{*)} La communication n'est parvenue qu'après l'élaboration du rapport général

ments du fond dans l'eau.

Le choix de groupes particuliers de seston et d'espèces particulières de phytoplancton par la carpe d'argent, et la modification de conditions physico-chimiques due à leur activité, mènent à un changement des espèces dominantes. Bien que des algues bleues ne soient pas la nourriture désirable et que la carpe d'argent préfère d'autres groupes d'algues, l'abondance et la prédominance d'algues bleues diminue souvent sous l'influence de cette espèce de carpe.

Dans certaines conditions on peut atteindre une amélioration de la pureté de l'eau aussi par d'autres poissons, p. ex. la carpe commune, par d'autres mécanismes qui de même que le "grazing" du zooplancton plus grand empêchent une turbidité accrue de l'eau.

L'objectif de cet exposé est de considérer des voies possibles de l'influence de poissons, surtout de la carpe d'argent, sur le phytoplancton dans le pélagial de lacs et la pureté de l'eau qui en résulte. Il paraît qu'il existe trois voies principales de l'influence de poissons sur le système écologique:

1) L'utilisation d'organismes de nourriture et alors la diminution de leur biomasse et le changement des rapports quantitatifs. Cela, à son tour, modifie l'effet des organismes utilisés par les poissons sur d'autres composantes liées avec eux.

2) Toutes sortes d'excrétions qui influencent les propriétés chimiques du milieu et des processus de décomposition.

3) D'autres voies de changement du système écologique, comme remuer le boue et par conséquent un accroissement de la quantité d'abioseston dans l'eau, changement des conditions de lumière et d'autres conditions physico-chimiques de la photosynthèse du phytoplancton, etc.

La carpe d'argent ne prospère pas seulement dans des étangs artificiellement installés, mais aussi dans des lacs d'une eutrophisation moyenne de la zone tempérée (OPUSZYŃSKI 1964, WOLNY 1970, BRYLIŃSKI, KRZYWOSZ, BIAŁOKOZ 1976). Quoique, normalement, le phytoplancton représente la composante principale de nourri-

ture des carpes d'argent, ce sont souvent et le zooplancton et le détritus qui dominant (BORUCKI 1973, KAJAK et d'autres 1977, LUBZINOV 1974, OPUSZYŃSKI 1964, SIRENKO et d'autres 1973, VOVK 1974). Le pourcentage de phyto- et zooplancton dans l'intestin par rapport au pourcentage dans l'eau diffère dans les conditions différentes de milieu (fig. 1). Lorsqu'il y a peu de plancton, la teneur en détritus est plus haute. Lorsqu'elle broute du détritus, la croissance de la carpe d'argent semble être bonne (OMAROV et LAZAREVA 1974). Ce fait est fort encourageant puisqu'il indique la possibilité de l'élevage de la carpe d'argent aussi dans des conditions de milieu qui, périodiquement ou en permanence, sont pauvres en plancton.

Parmi le phytoplancton, les algues bleues sont souvent évitées (mais mangées, surtout quand il y en a en abondance ou quand elles dominent) et les diatomées préférées (KAJAK et d'autres 1977, OMAROV et LAZAREVA 1974, SIRENKO et d'autres 1973, VOVK 1974). Mais la sélection de groupes et espèces particuliers du phytoplancton ainsi que de la composante principale de nourriture (phytoplancton, détritus, zooplacton) change beaucoup et, étant donné l'état actuel de nos connaissances, il est très difficile d'en voir le modèle général.

Se nourrissant du phytoplancton plus grand, la carpe d'argent ne fait pas concurrence au zooplancton herbivore qui se nourrit de particules plus petites. Au contraire, en enlevant le phytoplancton plus grand, qui représente une concurrence au plus petit, la carpe d'argent peut améliorer les conditions du petit phytoplancton et en stimuler son développement.

Or, si on prend en considération que, dans l'eau des lacs, le zooplacton est beaucoup moins abondant que le phytoplancton, alors que dans les intestins des carpes d'argent il est seulement quelques fois moins nombreux (KAJAK et d'autres 1977) et que le taux de "turnover" du macrophytoplancton est beaucoup plus haut que celui du zooplancton, il s'ensuit que la pression de la carpe d'argent sur le zooplancton est beaucoup plus forte que sur le phytoplancton. Ainsi, la situation pour le petit phytoplancton devient beaucoup plus favorable, puisque ce n'est pas seulement son concurrent (macrophytoplancton), mais aussi celui-ci qui se nourrit de lui (zooplancton) qui est décimé.

La nutrition sélective de la carpe d'argent par du zooplanc-

ton est actuellement fort discutée. MALCMAN (1970) suppose une nutrition sélective de formes plus grandes, GRYGIEREK (1973) - le contraire, et KAJAK et d'autres (1975) ne trouvent pas que la carpe d'argent influence sérieusement la composition du zooplancton.

L'abondance et la composition du phytoplancton, résultant d'une nutrition sélective de la carpe d'argent, dépendent, bien sûr, de l'intensité et de la sélectivité de l'exploitation de phyto- et zooplancton, ainsi que de l'abondance et des rapports quantitatifs à l'intérieur et entre ces groupes et des conditions de milieu. Supposant une densité très haute de la carpe d'argent (en comparaison de la population naturelle de poissons dans des lacs), à savoir 500 kg/ha, ce qui revient à 10 g/m³ à l'intérieur d'une couche d'épilimnion de 5 m, la ration quotidienne de la carpe d'argent étant de 20 % (BORUCKI 1973, OMAROV et LAZAREVA 1974) et le phytoplancton dans l'eau du lac de 40 g/m³, on arrive à un enlèvement quotidien de 5 % de la biomasse du phytoplancton. Il ne fait pas de doute que cela ferait diminuer la biomasse du phytoplancton.

On a atteint une diminution très forte avec un enlèvement quotidien de, du moins, 33 %, dans des installations d'essai de 6 m² et où il n'y avait pas d'autre poisson, dans un lac de 1,5 m de profondeur (fig. 2) (KAJAK et d'autres 1975). Mais il importe de souligner que la biomasse contrôlée du phytoplancton était relativement petite à cette époque, notamment 18 mg/l. La biomasse du zooplancton a même plus diminué que celle du phytoplancton. Une des causes du peu de biomasse du phytoplancton est la biomasse fort petite de zooplancton et la faible remise de substances nutritives dans l'eau qui en résulte. Le zooplancton ne montrait pas de changement net des relations de prédominance, excepté la proportion accrue de nauplii. D'autre part, il y avait un changement très net et positif de prédominance au sein du phytoplancton - une diminution des cyanophytes et un accroissement des pyrrophytes et du nanoplancton. Quant à la pureté de l'eau, et la diminution de la biomasse et le changement de prédominance décrit seraient fort désirables. Dans des étangs peuplés de la carpe commune, étant donné une biomasse de phytoplancton plus haute (34 mg/l) et un taux plus faible de son enlèvement - quelque 16 % au début de la saison et plus que 20 %

à la fin de la saison, la biomasse du phytoplancton avait seulement diminué de façon insignifiante, d'environ 10 % (JANUSZKO 1974) et cela pourrait être directement ou indirectement le résultat de l'activité de la carpe d'argent.

Supposant que lors d'une haute - 40 g/m^3 - biomasse de phytoplancton l'enlèvement de 50 %, c.-à-d. 20 g/m^3 diminuerait effectivement la fleur, il faudrait mettre 100 g/m^3 de carpe d'argent, c.-à-d. 5000 kg/ha dans le cas d'un épilimnion d'une profondeur de 5 m. Si un enlèvement de 20 % de la fleur d'algues suffit à la réduction, on pourrait se contenter d'une population de poissons 2,5 fois moins grande. D'autre part lors de 100 g/m^3 de fleur d'algues, comme on la trouve dans des lacs polytrophiques, on aurait besoin d'une population de poissons 2,5 fois plus grande, c.-à-d. de nouveau de 5 t/ha pour enlever 20 % de la biomasse d'algues. Cette haute population de poissons est extraordinaire dans des eaux naturelles, mais non pas impossible dans le cas de la carpe d'argent, si on tient compte de la variabilité de sa nutrition et de la nutrition possible de détritus.

Dans des étangs de pisciculture avec des carpes, le phytoplancton a été stimulé et non pas réduit même lors d'une population deux fois plus grande de carpes d'argent (213 g/m^3 à la fin de la saison) (OPUSZYŃSKI, 1976, JANUSZKO, 1976).

La différence entre l'influence de la carpe commune dans des enclos sans autre poissons (dans le lac) et des étangs de pisciculture avec la carpe commune sera discutée plus tard.

Du zooplancton filtrant peut être aussi important lors de l'enlèvement de phytoplancton. Dans un milieu hautement eutrophe, la biomasse de zooplancton filtrant atteint environ 40 g/m^3 , ce qui est semblable à la quantité de carpe d'argent, mentionnée ci-dessus. La quantité de nourriture de zooplancton filtrant s'établit à environ 100-200 % de sa biomasse (HILLERICH-ILKOWSKA 1976), c.-à-d. elle est à peu près 10 fois plus grande que celle de la carpe d'argent. Cela veut dire que l'enlèvement d'une certaine quantité de zooplancton par la carpe d'argent entraîne une diminution considérable de l'activité de celui-ci envers le petit phytoplancton, ce qui en stimule son développement et qui est favorable du point de vue de la pureté de l'eau.

A cause des relations très compliquées à l'intérieur de la population de plancton, y compris la nutrition, la concurrence,

l'excrétion dans le milieu, etc., il est actuellement impossible de prévoir des résultats, et quant à l'enlèvement du phytoplancton et quant à l'enlèvement du zooplancton par l'activité de la carpe d'argent. En plus, des changements dans les sédiments du fond influencent aussi ceux-là dans le plancton.

Quelques-uns des résultats mentionnés ci-dessus (KAJAK et d'autres 1975) indiquent que, dans certaines conditions, une forte pression sur le phytoplancton peut améliorer efficacement la pureté de l'eau, du moins durant quelque temps.

Les excréments de la carpe d'argent descendent assez vite (1-3 m/sec - BARTHELMES 1975), si bien qu'elles quittent la couche de surface de l'eau sans décomposition significative ni libération de substances nutritives. Des informations données par KAJAK et d'autres (1975) affirment que, dans un milieu relativement stagnant, les substances nutritives sont de cette façon écartées de la circulation pendant des mois.

Dans des eaux avec une thermocline nette, les substances nutritives ne retourneraient pas dans le circuit, du moins pendant toute la période de stagnation.

La situation est vraisemblablement différente dans les conditions de milieu (p. ex. étangs de pisciculture) où le fond est toujours et fort remué par des poissons benthophages. Cela peut stimuler et la décomposition des excréments et la libération des substances nutritives dans l'eau.

A cause de leur composition liquide, les excréments du zooplancton filtrant retournent vite dans le circuit.

Parmi les autres que les voies discutées ci-dessus à la modification du système écologique et de l'épuration de l'eau, je ne mentionne que l'essai réussi de mettre des carpes dans des lacs de faible profondeur et riches en substances nutritives. Et en changeant la structure de dominance du zooplancton et en remuant la boue, ce poisson a diminué de façon significative la biomasse du phytoplancton et la production primaire (KAJAK et ZAWISZA, 1975).

Littérature

1. BARTHELMES, D.: Zur Phosphatregeneration durch Silberkarpfen. Symp. Suspendiertes Material in Binnen- und Küstengewässern, Schloß Reinhardtsbrunn, 1975, 66-69
2. BORUCKIJ, E. V.: Pitanije beloge (Hypophthalmichthys molitrix (Val.)) i pestrogo (Aristichthys nobilis (Val.)) tolstolobikov v estestvennyh vodoemach i prudach SSSR - En: G. V. NIKOLSKIJ, P. L. PIROZHNIKOV (Eds.): Trofologia vodnych zivotnych. Itogi i zadaci. Izdat. "Nauka", Moskva, 1973, 299-322
3. BRYLIŃSKI, E., KRZYWOSZ, T., BIAŁOKOZ, W.: Wyniki obserwacji tołpygi białej w jeziorze Dgał Mały - Gospodarka Rybna, 28 (1976) 3-5
4. GRYGIEREK, E.: The influence of phytophagous fish on pond zooplankton. *Aquaculture* 2 (1973) 197-208
5. HILBRICHT-ILKOWSKA, A.: Trophic relations and the energy flow in the pelagic plancton. *Polish ecological studies* 3 (1976)
6. JANUSZKO, M.: The effect of three species of phytophagous fish on algae development. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 21 (1974) 431-454
7. JANUSZKO, M.: Wpływ tołpygi białej na eutrofizację środowiska stowowego i produkcję rybacką. Część III. Fitoplankton. X Zjazd Hydrobiologów Polskich. Streszczenia Komunikatów. Toruń (1976) p. 32
8. KAJAK, Z., RYBAK, J. I., SPODNIĘWSKA, I., GODLEWSKA-LIPOWA, A.: Influence of the planktonivorous fish *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.) on the plankton and benthos of the eutrophic lake. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 22 (1975) 301-310
9. KAJAK, Z., SPODNIĘWSKA, I., WISNIEWSKI, R.: Studies on food selectivity by silver carp. *Ekol. Pol.* 25 (1977) (sous presse)
10. KAJAK, Z., ZAWISZA, J.: Experimentally increased fish stock in the pond type lake Warniak. XIV. The relations between the fish and other biocenotic components (summing up the studies) *Ekol. pol.* 21 (1973) 631-648
11. LJUBEZNOV, J. E.: Značenie zooplanktona v pitanii belogo tolstolobika v prudach Tedzenckogo ryb-choza. *Izv. AN Turkm. SSR. ser. biologičeskich nauk.* 2 (1974) 34-40

12. MALCMAN, T. S.: O vliení vyedania zooplanktona rybami na ego razvitie v prudach (na primere malkovych prudov Cimlanskogo nerestovo-vyrastnogo chozjajstva). Zh. obsc. biol. 31 (1970) 630-639
13. OMAROV, M. O., LAZAREVA, L. P.: Pitanije belogo tolstolobika v vodoemach Dagestana. Gidrobiol. Zh. 10 (1974) 100-103
14. OPUSZYŃSKI, K.: Nowe mozliwosci zwiekszenia produkcji stawowej - aklimatyzacja ryb rošlinozernych. Ekol. pol. B, 10 (1964) 202-214
15. OPUSZYŃSKI, K.: Present state and the perspectives in culture of phytophagous fish in Europe. Proc. of the Symp. "New ways of freshwater fishery intensification", Vodnany, Czechoslovakia, 1971, pp. 58-72
16. OPUSZYŃSKI, K.: Mozliwosci zwiekszenia produkcji stawów karpowych przez wychów tołpygi biazej. Gospodarka rybna, 28.8.1976, 3-5
17. SIRENKO, L. A., VOVK, P. S., MALAREVSKAJA, A. M., BERGER, T. M.: Organizaciije evtrofikacii v Dneprovskich vodochranišlichach putem izjatija vodoroslej i introdukcii rastitelno-jadnych ryb. "Eutrophierung und Gewässerschutz", Symp. 1973, Schloß Reinhardtsbrunn, 154-154c
18. WOLNY, P.: Wpływ czynników intensyfikacji na wzrost osobniczy, przeżywalność i zwiekszenie produkcji trzech gatunków ryb rošlinozernych. Roczn. Nauk roln. ser. H. 22 (1970) 97-119
19. VOVK, P. S.: O vozmoznosti ispolzovanija belogo tolstolobika (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) dla povysenija ryboproduktivnosti i snizenija urovnia evtrofikacii Dneprovskich vodochranišlic. Voprosy Ichtiol. 14 (1974) 406-414

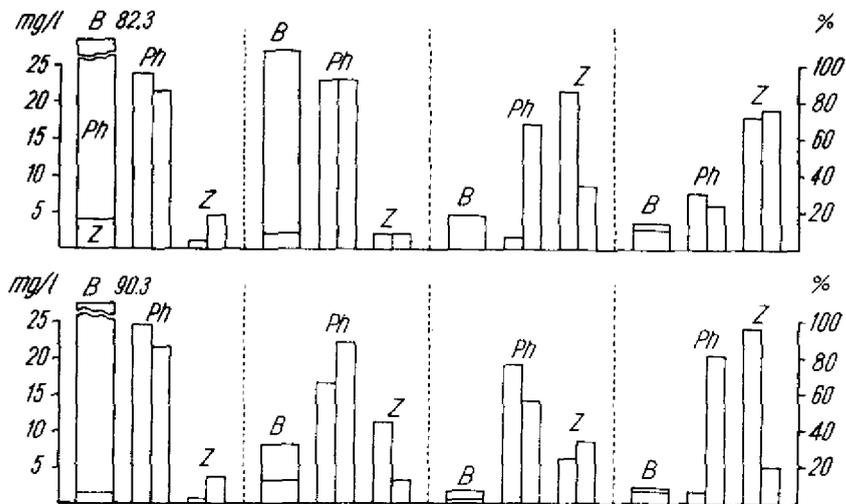


Fig. 1: Biomasse de plancton au milieu (B) et son pourcentage du phytoplancton (Ph) et celliu du zooplancton (Z). Les deux colonnes gauches indiquent les valeurs au milieu, les deux à droite celles dans les intestins des carpes d'argent.

La partie haute montre les résultats trouvés le 15 - VIII - 1974 dans des enclos d'une superficie de 2 m² pour les lacs suivants (en commençant à gauche)

Czarna Kuta, Mikołajskie, Guber

La partie basse: Résultats pour des enclos d'une superficie de 6 m² et les lacs:

Czarna Kuta, 10 - IX - 1974; Warniak, 19-VII-1973; 16-IX-1973; 10-IX-1974 (changé d'après KAJAK et d'autres 1977).

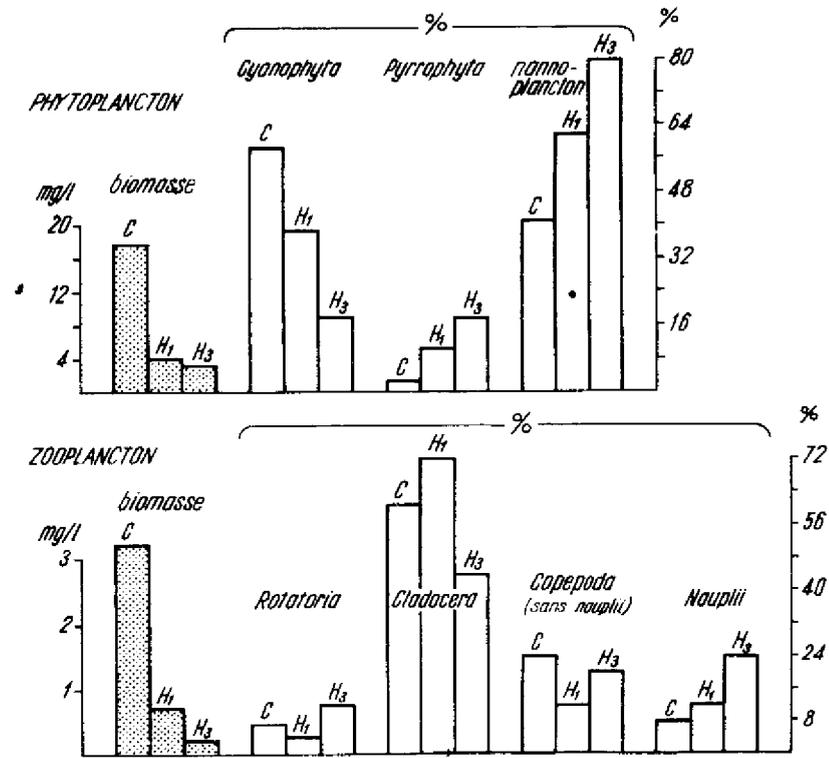


Fig.2: Biomasse de carpes d'argent dans des installations enrichissées de plancton:
 C - contrôle - sans poissons
 H₁ - avec une carpe d'argent par 1 m³ (30g /m³)
 H₃ - avec trois carpes d'argent par 1 m³ (90 g/m³)
 Moyennes de la période de 5 juillet à 13 septembre 1973
 (changé d'après KAJAK et d'autres 1975)

L. KALISZ

Instytut Kształtowania Środowiska, Warszawa
Pologne

Résumé

L'auteur résume les résultats obtenus à partir de recherches portant sur la valeur des algues pour l'élimination de l'azote et du phosphore des eaux résiduaires. Les étangs étudiés servaient d'installations de traitement tertiaire.

Les années dernières, on a observé l'accélération du processus d'eutrophisation dans les eaux de surface; elle résulte de la croissance rapide des quantités et concentrations des eaux résiduaires; ce qui entraîne des changements considérables et importuns dans les eaux de surface.

Les méthodes, généralement appliquées, du traitement biologique des eaux résiduaires à l'aide de boue activée et de percolateurs permettent le traitement des eaux résiduaires dans la mesure prescrite par la loi; mais, après traitement, elles contiennent toujours certaines quantités de substances organiques qui finissent par s'accumuler dans les eaux recevant les écoulements, et par accélérer de ce fait l'eutrophisation.

Les études destinées à promouvoir l'élimination de substances minérales des eaux résiduaires à tel point qu'elle empêche la prolifération des algues, sont effectuées dans nombre de pays. Elles ont pour but de protéger les eaux de surface contre l'eutrophisation.

Les études introduisent des méthodes physico-chimiques et biologiques. L'utilisation d'étangs d'algues où s'opèrent le processus de traitement biologique et l'élimination, parallèle, d'azote et de phosphore, fait partie du deuxième groupe de méthodes cités.

Les études, effectuées à l'échelon technique dans nombre de pays, affermissaient l'utilité de cette méthode et l'éventualité de son application, notamment dans les régions profitant d'un climat relativement clément.

Les eaux résiduaires, traitées biologiquement, sont un milieu particulièrement convenable au développement des algues qui, pendant la période de végétation, aboutit au verdissement intensif des eaux dans les étangs biologiques. Ici, le phytoplancton consiste en certaines espèces réparties dans un grand nombre de populations particulières. Euglénophycées, chlorophycées, avant tout chlorococcales et volvocales sont prédominantes. Les bacillariophycées ne s'y trouvent qu'à un moindre degré. Le maximum des algues phytoplanctonique dans les étangs biologiques se situe autour de 4.700.000 cellules/ml. Ce qui signale leur importance dans la biocénose des étangs.

Le développement d'algues est étroitement lié à la présence d'azote et de phosphore, deux éléments minéraux importants du métabolisme des algues. L'absence ou des concentrations faibles de ces éléments amènent l'inhibition ou la limitation nette du développement des algues. Des sels ammoniacaux, des nitrites et nitrates pourront servir de sources d'azote. Certaines combinaisons azotées organiques pourront être utilisées également, p. ex. l'urée. Source de phosphore, les orthophosphates s'assimilent le plus aisément. Quelques algues sont même en mesure d'utiliser directement certaines formes de combinaisons organiques de phosphore.

Les expériences, au laboratoire et en plein air, ont été effectuées à l'Institut de formation des Environnements; elles servaient à estimer la valeur des algues dans l'élimination de l'azote et du phosphore des eaux résiduaires (1), (2). Les expériences pratiques ont été faites en employant des eaux résiduaires qui avaient subi un traitement biologique complet. Les teneurs en ammoniac et en azote organique étaient faibles; celle en nitrate azoté par contre était élevée. Les études portaient également sur des eaux résiduaires ayant subi un traitement biologique partiel, où l'azote était présent, le plus souvent, sous forme d'azote ammoniacal ou organique; la teneur en nitrites et nitrates était très faibles. Celle en phosphore variait; elle se situait, en moyenne, autour de 1,2 mg PO_4 /l après traitement complet et autour de 1,5 - 7,0 mg/l après traitement partiel.

Les expériences pratiques aux étangs ont révélé une réduction des formes d'azote aisément assimilées par les algues

(azote ammoniacal, nitrites, nitrates). La réduction de ces formes était moins sensible aux étangs où les eaux résiduaires avaient subi un traitement biologique complet; elle était plus forte aux étangs où ces eaux avaient subi ce traitement de façon partielle seulement. On constatait en même temps la croissance double de l'azote organique aux cellules d'algues, dans la période de prolifération de celles-ci. Dans d'autres périodes, la teneur en azote organique était plus faible.

Quant au phosphore, on peut dire en général que la teneur en était faible dans les grandes et les petites quantités d'eaux résiduaires évacuées dans les étangs. La réduction de phosphore était la plus forte aux étangs où le développement d'algues était le plus intensif.

Pour l'étude plus approfondie de l'élimination, due aux algues, de l'azote et du phosphore des eaux résiduaires, et pour exclure tous les facteurs qui pourraient troubler ces processus aux étangs dans des conditions naturelles, on a fait une expérience au laboratoire, avec des monocultures d'algues isolées à partir d'étangs.

Au cours de l'expérience, on a évalué l'intensité du développement des algues, comme changement du poids en sec de celles-ci. Il faut alors signaler que l'on y révèle la présence de 2 - 10 % d'azote (6,5 % dans le cas de chlorella, et 2,2 - 7,65 % dans celui de scenedesmus) et de 1 - 2 % de phosphore. Il apparaît alors que le développement plus intensif d'algues conduit à l'assimilation, par celles-ci, de quantités supérieures de phosphore et d'azote. La réduction des quantités d'azote et de phosphore contenues dans les eaux résiduaires, a été mise en parallèle avec la croissance du poids en sec des algues. Dans certaines monocultures, la réduction de ces deux substances nutritives s'avérait différente. La réduction la plus élevée, par rapport à la croissance du poids en sec des algues, a été relevé dans le cas de scenedesmus obliquus. La réduction la plus faible, par rapport à la croissance du poids en sec des algues, se trouvait pour l'azote dans le cas de sc. quadricauda, et pour le phosphore dans le cas de chlorella vulgaris. La réduction moyenne d'azote dans les eaux résiduaires correspondait approximativement au pourcentage de la présence de ces éléments

dans le poids en sec des algues. La teneur en phosphore diminuait plus fortement. Ceci résultait d'une part de l'assimilation de cet élément par les algues, mais pourrait d'autre part avoir son origine aussi dans les conditions favorables pour la précipitation du phosphore (valeur pH supérieure pendant le développement intensif des algues). Dans ce cas, la contribution des algues était indirecte.

On peut résumer que le développement des algues élimine certaines quantités d'azote et de phosphore des environnements. Notons qu'indépendamment de l'élimination de substances nutritives des eaux résiduaires dans les étangs d'algues, une autre purification biologique s'y opère. Le degré d'élimination des déchets, exprimé en D.B.O.₅, est élevé surtout en été parce que les résultats du traitement des eaux résiduaires aux étangs dépendent essentiellement de la température. L'élimination de toutes les bactéries, y compris les formes de colis, est très efficace. C'est pourquoi les étangs qui servent d'installations de traitement tertiaire, vu le haut degré requis dans la purification des eaux résiduaires, représentent un élément pleinement justifié du traitement des eaux résiduaires.

Un problème tout différent et assez grave dans la connexion de ces étangs qui servent d'installations de traitement tertiaire, c'est l'élimination, mieux: l'enlèvement des algues. Les différentes techniques qui ont été mises à l'essai, et l'application d'alguicides sont coûteuses et entraînent des dépenses élevées. D'autre part: les algues sont riches en hydrates de carbone, protéines, lipides et vitamines (biotine, riboflavine, acide pantothénique, vitamine B₁₂). Actuellement, on cultive des algues unicellulaires pour obtenir la croissance rapide de la masse de ces végétaux qui pourraient servir de source de vitamines, colorants, stéroïdes et d'autres combinaisons, ainsi qu'à l'alimentation animale ou humaine. Il n'y a plus de doute que la teneur, des algues, en albumines est de 20 à 30 fois plus élevée que celle de végétaux ordinaires.

Il apparaît cependant que, dans nos conditions, nous devrions centrer nos efforts sur l'utilisation naturelle des algues comme élément planctonique, intégré dans la chaîne alimentaire des écosystèmes aquatiques.

Les algues servent d'alimentation de base aux invertébrés, p. ex. les rotateurs et les crustacés en suspension dans l'eau, qui eux-mêmes servent de source alimentaire aux poissons. Il existe encore certaines espèces de poissons herbivores qui broutent les algues.

C'est ainsi que l'économie adéquate des étangs d'algues, impliquant la culture de crustacés planctoniques ou de poissons herbivores, pourra contribuer à résoudre les problèmes en question, tout en obtenant un bénéfice direct pour l'homme et pour la protection de son environnement biologique.

EMPLOI D'HERBICIDES POUR LA DEPROLIFERATION DES PLANTES
HERBACEES Y COMPRIS LA LUTTE CONTRE LES ALGUES ET SON RAPPORT
A LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

D. KRAMER et G. SCHEMLAND
Institut für Wasserwirtschaft, Berlin
République Démocratique Allemande

L'élimination de macrophytes et algues est nécessaire pour la maintien de la capacité de fonctionnement d'un grand nombre des eaux, servant aux buts esthétiques.

Dans les systèmes d'irrigation et de drainage, la déprolifération des plantes herbacées, l'élimination de macrophytes du lit d'eaux, possède une tradition vieille parce que la capacité d'une voie navigable n'est gardée que de cette manière. En particulier dans les deux dernières périodes de dix ans, l'eutrophisation des eaux a augmenté les quotes-parts de croissance, de sorte que des emplois continuellement augmentants sont requis pour ces travaux. Là, où une ou deux déproliférations des plantes herbacées par an étaient suffisantes jusqu'à présent, maintenant il faut en général trois ou quatre déproliférations des plantes herbacées, mais en même temps et individuellement, il faut être maître en tous cas des masses en plantes plus élevées.

Les conditions du terrain auprès des eaux font effectuer que la fauchage et l'élimination des plantes herbacées ne sont pas à mécaniser, ou seulement de manière contraire à l'économie. Par conséquent, il faudra travailler manuellement les 70 - 80 % des eaux, dont la déprolifération est nécessaire, et avec la progression de la mécanisation générale, on ne trouve plus des mains-d'oeuvres. A l'aide du procédé biologique de la déprolifération des plantes herbacées, on ne peut travailler qu'une petite partie des eaux parce qu'il est limité dans sa utilisation par ses exigences à la qualité d'eau. Y résulte que en R.D.A. ce problème fut et est résous progressivement par l'emploi de la destruction chimique des plantes herbacées.

Après d'un travail de recherches scientifiques de plusieurs années, l'an 1967 nous avons commencé avec l'initiation étendue de la destruction chimique des plantes herbacées. Déjà l'an 1970, les cours d'eaux de 12 000 km furent travaillés afin de détruire les plantes herbacées. L'an 1975, ils étaient environ 10 000 km pour le traitement chimique du radier, mais pour le soin chimique des berges 30 000 km, voilà c'est 8 ou 30 % des eaux étant à déproliférer.

Au sujet de l'emploi d'herbicides dans et auprès des eaux, nous y voyons une mesure pour la formation consciente de l'environnement humain. Il s'ensuit qu'aucunes contradictions sont permises aux efforts de la protection de l'environnement. Mais c'est seulement possible, si une telle méthode est soumise d'un contrôle scientifique de permanence, permettant de l'élimination des agents et des façons de procédé aussitôt qu'il y a le soupçon aux effets accessoires douteux, qu'il résulte des vérifications toxicologiques continuellement étendues.

Par conséquent, le développement de la méthode et de la surveillance ne se trouvent pas en mains de l'agriculture étant chargé de l'exécution pratique de la destruction chimique des plantes, mais au régime de l'économie des eaux, afin de mentionner en passant dans la méthode les aspects de la protection des eaux de l'origine. En ce sens, il faut consacrer d'une attention particulière au choix des préparations. Les préparations admises en R.D.A. et leurs quantités d'emploi pour la méthode chimique du radier de cours d'eau, c.à d. pour l'élimination des macrophytes émergées, sont exposées sur le tableau 1.

Tableau 1

Herbicides et quantités d'emploi pour le
traitement chimique du radier de cours d'eau

N° courant	herbicide ou mélange tank	substance fonction- nelle	régime d'utili- sation	quantité d'emploi g/m ²
1	Sys 67 Omnidel + Sys 67 Prop ¹⁾	Dalapon + 2,4-DP	V,S,T,Z	4,0 + 0,5
2	Sys 67 Omnidel-N + Sys 67 Prop ¹⁾	Dalapon-N + 2,4-DP	V,S,T,Z	3,5 + 0,5
3	Sys 67 Omnidel + Azaplant + Sys 67 Prop ¹⁾	Dalapon + Amitrol + 2,4-DP	V,S,T	1,7 + 0,7 + 0,3
4	Sys 67 Omnidel + Azaplant- Kombi + Sys 67 Prop ¹⁾	Dalapon + Simazin+ Amitrol + 2,4-DP	V,Z	1,7 + 1,5 + 0,3
5	Azaplant-Kombi	Amitrol+ Simazin	V,Z	3,0
6	CKB 1c18	Amitrol+ Simazin + 2,4-D	V,S,T	3,5
7	Gramoxone	Paraquat	V,S,T	2,5
8	Reglone	Diquat	V,S,T	2,0
9	W 6658	Simazin	Z,T	3,5

1) aussi MCPA ou CMPP

V = cours d'eau récepteur

S = lac

T = étang

Z = canal d'irrigation

Visible sur le tableau 1, la méthode est fondée en principe sur Dalapon ce qu'il offre aucun inconvénient de manière toxicologique. Il possède une LC_{50} orale et aigue en face des animaux à sang chaud d'environ 9 000 mg/kg et présente des valeurs LC_{50} de 7 000 -----> 10 000 ppm en face des poissons. Pour la destruction des genres dicotyles, il est combiné avec 2,4-DP, MCPA ou CMPP. Au sujet de leur toxicité aigue et orale en face des animaux à sang chaud avec des valeurs de LC_{50} entre 800 et 1 000 mg/kg, ces préparations sont également très favorables. Pareillement et avec des valeurs de LC_{50} entre 300 et 500 ppm en proportion de leur quantité d'emploi minimale de $\sim 0,5 \text{ g/m}^2$, elles présentent une toxicité minimale pour les poissons. Cette proportion de la quantité d'emploi et de la toxicité est utilisée comme critère principale en choix des préparations. Pour cela, on calcule la concentration se formant en application d'herbicides dans une eau d'une profondeur de 30 cm. Le facteur de sûreté y résulte comme quotient de la LC_{50} divisé par cette concentration.

De cette manière, il existe pour toutes les substances nommées jusqu'à présent une sûreté plus que 250 fois autant contre les effets nuisibles en face des eaux. Etant qualifié particulièrement pour la déprolifération chimique des plantes herbacées par son mode d'effet, mais étant discuté au sujet de ses effets toxicologique pour les hommes, l'Amitrol n'est utilisé actuellement qu'en combinaisons de sorte que des quantités très minimales des substances fonctionnelles arrivent dans les eaux.

En outre, par une série des restrictions d'emploi ordonnant les profondeurs d'eaux minimum, des applications de surfaces en parties et les règlements locaux en accord avec les organes de l'économie des eaux, de la salubrité publique (inspections de l'hygiène) il est assuré qu'ils se produisent aucuns effets accessoires nocifs des herbicides au sujet de ces combinaisons.

Gramoxone et Reglone sont très vite éliminés sur les eaux par l'absorption et par ce motif, ils sont d'estimer comme très favorable au sujet de la toxicologie des eaux. Dans les eaux coulantes, et dans la lutte contre les macrophytes submergées par injections à court temps, il est assuré qu'il arrive seulement une charge à court terme de maximalement 30 minutes du écosystème.

Les herbicides et les quantités d'emploi pour le soin des berges sont exposées sur le tableau 2. Ici, c'est également Sys 67 Omnidol, qui est utilisé comme agent à retarder la croissance des herbes, cependant avec un emploi essentiellement plus petit que pour le traitement chimique du radier de cours d'eau. Le deuxième agent pour le ralentissement de la croissance des herbes est Malzid. Les préparations exposées dans la section II du tableau servent à la lutte contre les ivraies dicotyles auprès des berges. Au sujet de l'effet accessoire, c'est analogue de la même manière que pour les agents déjà exposés au moyen des préparations qu'elles sont utilisées pour le traitement chimique du radier. Un cas exceptionnel est le produit combiné de 2,4-D + 2,5-T. Cependant, il peut être employé seulement pour le soin chimique des berges, si bien que des contaminations des eaux sont impossibles.

Tableau 2Herbicides et quantités d'emploi pour
le soins chimique des berges

N° courant	herbicide ou mélange tank	substance fonction- nelle	quantité d'em- ploi g/m ²
section I - Application fondamentale			
1	Sys 67 Omnidel + herbicide contre la croissance ...	Dalapon	0,6 emploi selon section II du tableau
2	Malzid + herbicide contre la croissance ...	MH	1,5 emploi selon section II du tableau
section II - herbicides contre la croissance			
3	Sys 67 Prop	2,4-DP	0,5
4	Sys 67MProp	CMPP	0,5
5	Sys 67 Prop Plus	MCPA + 2,4-DP	0,5
6	Sys 67 ME	MCPA	0,3
7	Sys 67 Komadam	MCPA + 2,4-D	0,3
8	Sys 67 Ramex	MCPA + 2,4-DP	1,0
9	Sys 67 Actril C	Ioxynil + CMPP	0,8
10	Selest	2,4-D + 2,4,5-T	0,6

En R.D.A., les agents, leurs quantités d'emploi et leurs directives d'utilisation sont réglées de manière obligatoire d'après le standard TGI 24 351/01-22.

Cependant, l'utilisation juste au faits de la méthode de la déprolifération chimique des plantes herbacées est non seulement un problème scientifique et administratif, mais encore

un problème organisateur et humain, puisque somme toute, non seulement le niveau de la connaissance est décisif, mais encore son emploi plein de responsabilité en pratique, à considération des intérêts de la protection de l'environnement.

C'est la cause pourquoi on a sélectionné, dans tous les districts et venant des services d'entretien d'eaux, les services conducteurs, dont les cadres intéressés s'occupent spécialement des problèmes de la destruction chimique des plantes herbacées. En même temps, il existe des petits groupes spéciaux, dont les membres font approfondir continuellement les connaissances en vue de cette tâche.

Entre ces services conducteurs et l'institut pour l'économie des eaux, il existe une coopération étroite.

L'exécution pratique de la déprolifération chimique des plantes herbacées dans ces services est dirigée et examinée continuellement par les collaborateurs appartenant à l'institut.

De leur part, ces services conducteurs font diriger les autres services d'entretien de leur territoire au sujet des problèmes concernant l'utilisation de la méthode en considération des intérêts de la protection des eaux. Dans les représentations et dans les consultations, les nouvelles connaissances scientifiques et les expériences pratiques sont continuellement généralisées.

Les représentants des services conducteurs, de l'institut pour l'économie des eaux et des organes publiques compétents présentent en commun la communauté de travail "Déprolifération chimique des plantes herbacées" dans les limites de la Chambre de la Technique (KdT). Ce groupe fait organiser continuellement des instructions pour tout le personnel qu'il s'occupe de l'utilisation de la déprolifération des plantes herbacées. En somme de ces mesures, il était possible d'édifier un cadre qu'il possède non seulement les connaissances suffisantes, mais encore le haut sentiment de la responsabilité encourue nécessaire, afin d'assurer l'utilisation non-nocive et juste au fait de la méthode de la déprolifération chimique des plantes herbacées dans la pratique.

LUTTE CONTRE LES PLANTES AQUATIQUES DANS LES SYSTEMES D'IRRIGATION ET DE DRAINAGE EN EGYPTE. PROBLEME ACTUEL ET SOLUTION PROPOSEE.

H. A. MOURSI

Botany Laboratory, National Research Centre, Dokki, Cairo
Egypte

Résumé

La présence augmentée en plantes aquatiques dans les systèmes d'irrigation et de drainage en Egypte conduit chaque année aux dommages importants.

La croissance épaisse des plantes dans les routes fluviales entraîne des dangers profonds biologiques, écologiques, économiques et hygiéniques.

Les programmes de la destruction à l'aide des moyens classiques (chimiques et mécaniques) coûtent chers, en avoir beaucoup des inconvénients. Outre leurs dangers pour l'environnement, ils ne sont efficaces qu'à court terme. Il faut trouver des mesures nouvelles et modernes pour la destruction.

Récemment, on prend les mesures de destruction biologiques en considération forte, surtout comme moyen de destruction à long terme. Il faut d'examiner des mesures écologiques par l'influence du régime hydrologique et de la réduction de l'eutrophisation de l'eau, afin de créer des conditions mauvaises pour la croissance des plantes aquatiques. L'utilisation des plantes aquatiques pour buts agronomiques et industriels est également un domaine qu'il faut être recherché. Pour l'emploi de telles mesures et pour la fixation d'un programme de destruction logique, il faut des connaissances suffisantes au sujet des relations biologiques et écologiques des plantes aquatiques et des éco-systèmes conformes.

En vue de ces facteurs ci-dessus, il est planifié un programme intégré des recherches en vue de déterminer les bases pour les mesures rationnelles et pour la lutte contre les plantes aqua-

tiques dans les routes fluviales (réseaux d'irrigation et de drainage).

Introduction

Les mesures de construction exécutées pour la régularisation d'un cours d'eau ont conduit aux différents changements écologiques protégeant la croissance et la propagation des plantes aquatiques dans le Nil en Egypte. Une telle propagation de la végétation en plantes aquatiques dans les systèmes d'irrigation et de drainage cause chaque année des dommages importants. La croissance épaisse des plantes aquatiques dans les routes fluviales entraîne des dangers profonds biologiques, écologiques, économiques et hygiéniques. Il en résulte des inconvénients divers pour le courant des eaux d'irrigation, l'écoulement, la navigation, la pêche et la pisciculture, la santé du peuple et l'épuration d'eau, pour les constructions comme les ponts et digues, le profil initial des courants d'eau, les pompes hydrauliques et la culture des plantes demi-aquatiques.

Les plantes aquatiques causent des pertes en eau importantes par l'évapo-transpiration. D'après l'évaluation du Ministère pour l'irrigation (Ministry of irrigation), la perte totale en eau s'élève à environ 3,5 milliards (109) m³ par an, à cause de la végétation en plantes aquatiques existante dans les canaux égyptiens.

Les coûts pour un milliard mètre cube de l'eau par an s'élève à 75 millions Dollar.

Discussion

Les plantes aquatiques gênantes dans les routes fluviales égyptiennes sont: *Eichhornia crassipes* et *Pistia stratiotes* (plantes flottantes), *Ceratophyllum demersum*, *Najas* spp., *Ottelia alismoides*, *Potamogeton* spp. et *Zannichellia palustris* (plantes submergées) aussi bien que *Cyperus alopecuroides*, *Echinochloa stagnina*, *Nymphaea* spp., *Panicum repens*, *Polygonum serrulatum* et *Typha* spp. (plantes émergées et de berges).

Les mesures égyptiennes pour la lutte contre les plantes aquatiques ont commencé très tôt à l'aide des moyens mécaniques. En été 1964, la première année sans inondation (après l'achèvement de Aswan High Dam), la situation était si critique par rapport des plantes aquatiques dans les années 1965 - 1967 que, de la part du Ministère pour l'irrigation, un programme immédiat a été exécuté sous l'emploi des moyens chimiques, mécaniques et manuels.

Les routes fluviales furent débarrassées. Dans les dernières années, il se fait de nouveau une croissance énormes. En 1975, la Ministère pour l'irrigation a commencé avec un autre programme immédiat de destruction pour une durée de trois ans sous l'emploi des moyens manuels, mécaniques et chimiques. Le programme de destruction a commencé en avril 1975 avec le rapport d'expert de la prolifération des plantes aquatiques dans les courants d'eau. Une vue d'ensemble est donnée sur le tableau 1.

En considération qu'il y a environ 50 000 km des routes d'eau artificielles (canaux d'irrigation et fossés de drainage) traversant le pays égyptien, on peut voir sur le tableau 1 que dans le mois avril 1975 environ 80 % des courants d'eau totaux (40 116 km) étaient soumis d'une prolifération par plantes aquatiques. Les canaux d'irrigation sont environ 55 % des canaux totaux proliférés, et le reste les fossés de drainage. Etant donné que la longueur totale des fossés de drainage dans le système égyptien est beaucoup plus minime que la longueur des canaux d'irrigation, on peut constater que la dimension de la prolifération dans les fossés de drainage est beaucoup plus forte que dans les canaux d'irrigation. L'eutrophisation générale, résultant de la désorption des substances nutritives végétales, qui, venant des champs engraisés, arrivent souvent dans les fossés voisin de drainage des champs irrigués, contribue essentiellement à cette forte prolifération.

Des canaux et fossés d'une longueur totale de 40 116 km mentionnés dans la vue d'ensemble de l'année 1975, environ 12,5 % étaient proliférés par plantes aquatiques flottantes, environ 65 % par plantes aquatiques submergées et presque 22,5 % par plantes émergées et par plantes aquatiques des berges. En outre, les don-

nées montrent que les routes fluviales en Haute-Egypte (région du Sud) présentent aucunes plantes aquatiques flottantes. En contraire, les routes fluviales en Basse-Egypte (delta) étaient fortement proliférées. A la longue, les plantes aquatiques submergées, et à un bas degré les plantes aquatiques des berges, sont devenues un problème sérieux dans toutes les régions, surtout en Haute-Egypte. Il a l'air que dans le réservoir de High Dam la sédimentation des substances alluviales (vase) amenées par l'eau de Nil, rend de l'eau plus claire.

A cette raison, la lumière peut pénétrer suffisamment afin d'effectuer une photosynthèse suffisante et par suite une croissance forte des espèces en plantes aquatiques submergées. D'autre part, la température relativement haute, dominante toute l'année, paraît de forcer toute l'année la croissance des plantes aquatiques submergées dans la région de Haute-Egypte.

En outre, la vue d'ensemble du Ministère pour l'irrigation montre que les plantes aquatiques flottantes (surtout la jacinthe aquatique) recouvrent une surface additionnelle d'environ 40 000 m² des lacs du nord.

Le tableau 2 montre la longueur des routes fluviales, lesquelles ont été débarrassées en cadre du programme immédiat de destruction d'une durée de 7 mois (juin à novembre 1975).

Les données du tableau 2 font savoir que les mesures de destruction ont compris environ 82,5 % de la région usée. Dans la limite de ce programme, presque toutes les voies fluviales proliférés ont été débarrassées des plantes aquatiques flottantes. En outre, le tableau fait savoir que les méthodes manuelles étaient les mesures principales pour la destruction (environ 80 %), dont il suit les mesures chimiques (environ 15 %) et ensuite les mesures mécaniques (environ 5 %).

Les méthodes de destruction présentent les mesures les plus efficaces. Cependant, ces méthodes coûtent cher et il faudra les répéter régulièrement et sans fin, en outre, elles présentent des inconvénients graves pour l'environnement. Les mesures de destruction chimiques employées en Egypte se fondent essentiellement sur

l'utilisation des herbicides 2,4-D et Acrolein. La pollution par produits chimiques et leurs résidus (restant après leur décomposition) causent, en liaison avec la végétation détruite, des dangers graves pour les différents éléments du système écologique.

L'emploi des méthodes de destruction mécaniques présente beaucoup des inconvénients en Egypte. Ils comprennent: possibilité de captage incomplet de la région proliférée, prolifération de nouveau par graines ou éléments végétatifs restants et la nécessité de reprise fréquemment ce traitement. Les machines employées coûtent très cher et les frais pour leur charge et leur entretien sont très élevés. On a employé profondément des méthodes manuelles pour la lutte contre les plantes aquatiques. Essentiellement, elles sont employées dans les petits canaux et dans les régions, où la diffusion de brouillard par pulvérisation peut mettre en danger les autres plantes de culture, surtout les plantes ayant des feuilles larges. Les frais de salaires pour l'élimination manuelle sont relativement bas, mais le nombre nécessaire en mains-d'oeuvre n'est pas à la disposition. L'efficacité de ces mesures laisse beaucoup à désirer. A cause de leurs conséquences négatives au sujet de l'hygiène pour les travailleurs, elles ne sont pas à recommander.

Selon le rapport du Ministère pour l'irrigation, les dépenses financières nécessaires dans l'année de finances 1975 pour la destruction des plantes aquatiques en Egypte atteignent 8,75 millions Dollar en monnaie réelle pour l'achat des équipements mécaniques et des herbicides chimiques. Pour le programme de la lutte contre les plantes aquatiques en Egypte, l'état s'élève pour les deux années de finances 1976 et 1977 à 5,75 millions Dollar, dont 1,9 millions Dollar sont à payer en valeur étrangère. L'estimation des dépenses totales pour les mesures de la lutte contre les plantes aquatiques en Egypte et exécutées dans les trois années (1975 à 1977), s'élève à la somme imposante de 14,5 millions Dollar. Donnée sur le tableau 3, la vue d'ensemble dernière fait savoir qu'on a constaté une énorme croissance de nouveau dans les 29 621 km des canaux. Ce chiffre présente environ 75 % de la surface proliférée étant trouvé en avril 1975. Les

données sur le même tableau montrent également que la situation dans l'été suivant sera plus mauvaise, surtout à raison de la prolifération énorme par les plantes aquatiques submergées.

Les données commentées ci-dessus montrent que la destruction à l'aide des moyens cités est coûteuse et elle présente beaucoup des inconvénients, outre leur danger pour l'environnement. Jusqu'à présent, il y a cependant aucun indice que le problème soit dissous dans l'avenir prochain. Par conséquent, il faut des efforts supplémentaires pour la destruction.

A temps dernier, on fait attention aux mesures biologiques, dont les organismes vivants sont employés pour la destruction des plantes aquatiques et les moyens écologiques étant en dépendance de l'environnement naturel ou manipulant l'environnement naturel, surtout comme mesures de destruction à long terme.

Les plantes aquatiques peuvent être détruites à l'aide des mesures préventives empêchant les conditions favorables pour la croissance. Il y a également des possibilités pour la manipulation du régime hydrologique dominant, tel qu'elles se font des conditions de croissance défavorables pour la plante aquatique concernante. L'utilisation des plantes aquatiques pour les buts agronomiques et industriels est également un domaine que doit être recherché. Ces mesures supposent des connaissances relatives aux relations biologiques et écologiques entre les plantes aquatiques et les éco-systèmes, dont il est question.

La croissance des plantes aquatiques est dépendante à un grand nombre de facteurs étant en relation l'un avec l'autre. Ces facteurs sont: la teneur en vase dans l'eau et les dimensions du canal, lesquelles influencent le rayonnement de l'énergie solaire, aussi bien que la vitesse du courant d'eau, laquelle fixe la quote-part d'aération et le mouvement des plantes aquatiques. D'autres facteurs importants influençant la formation et la croissance de la végétation aquatique sont: la température, le degré d'eutrophisation et la disponibilité en substances nutritives dans l'eau, la quote-part de la décomposition de la végétation fournant les aliments et l'humus, et la présence des organismes et des êtres

vivants rapaces faisant préjudice à la croissance des plantes aquatiques. Tous les faceturs et d'autres devront être analysés, afin de développer les mesures efficaces pour la lutte contre les plantes aquatiques. Ces méthodes devront être appropriées aux conditions climatiques locales, aussi bien qu'à la structure sociale et économiques, à cause des mesures qui, en avoir bien réussies dans un certain pays, ne sont pas applicables dans un autre pays. Pour ces domaines, il faut urgentement des recherches et une synthèse des connaissances.

Pour la solution du problème de la lutte contre les plantes aquatiques sur la base scientifique, l'Académie Egyptienne pour les Recherches scientifiques et la Technique a formé une commission spéciale (Water Weeds Research Committee), qui s'occupe de la planification, de l'organisation et de la surveillance des programmes de recherches sur ce domaine.

A cause des discussions étendues étant réalisé par cette commission, ces points capitaux suivants d'un programme de recherches ont été fixés:

I. Recherches biologiques, écologiques et géographiques

Ces recherches comprendraient une vue d'ensemble sur la base géographique sur les plantes aquatiques proliférant les eaux et sur l'exécution des enquêtes et des études au sujet de la systématique, la propagation et la dynamique de population. Ces recherches s'occupent également de la manière de comportement et des relations entre les plantes aquatiques et leur environnement. A cette raison, l'étendue du problème peut être trouvée en gagnant les informations d'éléments pour les autres travaux de recherches, étant exécuté à leur vérification. Le programme comprendrait les thèmes de recherches suivantes:

1. Identification botanique, phytogéographique et taxonomique des plantes aquatiques proliférant les routes fluviales.
2. Vérification périodique des plantes aquatiques dans les régions proliférées.

3. Etudes au sujet du cycle de vie de chaque plante aquatique: comportement, station, saison, capacité et possibilité de sa prolifération.
4. Etudes au sujet de la quote-part de la croissance et de la composition chimique des différents organes végétaux durant les échelles de leur cycle de vie.
5. Etudes au sujet des relations entre les plantes aquatiques et les facteurs, comme le climat, les systèmes écologiques environnants et d'autres conditions d'environnement, inclusive-ment les qualités physiques et chimiques de l'eau.
6. Etudes au sujet des relations entre les plantes aquatiques et des algues différentes vivantes dans le même régime d'eau et leur réaction sur les quotes-parts de propagation et de croissance.
7. Etudes au sujet de la réaction des plantes aquatiques sur la vie dans l'eau (microorganismes, limaçons, poissons et d'autres vertébrés) aussi bien que de la réaction sur la qualité d'eau.

II. Recherches physiologiques au sujet de l'efficacité des herbicides chimiques employés et leur influence sur l'environnement

L'emploi bien répandu des produits chimiques pour la destruction des parasites (incl. les plantes aquatiques d'ivraie) est aujourd'hui la cause d'une critique profonde par les protecteurs de l'environnement.

A cette raison, il faut le plus vite que possible des recherches de sélection, afin d'élaborer les directives et les priorités pour l'emploi des produits chimiques à la lutte contre les plantes aquatiques, en vertu de leur efficacité à la destruction ayant un danger minimale pour l'environnement. Les recherches proposées poursuivraient le but de trouver les interactions entre la structure chimique des herbicides, les conditions physiologiques des organismes et les conditions d'environnement entourantes.

Les recherches devront comprendre les thèmes de recherche suivantes:

1. Vérification des résultats d'études et de recherche précédents.
2. Collection des données au sujet des différentes espèces des herbicides et la sélection des produits chimiques les plus sûrs et les plus efficaces pour l'emploi comme agent de la lutte contre les plantes aquatiques, conformément à leurs qualités chimiques et physiques. Elles comprennent: la stabilité et la durée de l'efficacité, la volatilité, la sensibilité en face de la décomposition chimique, biologique et physique, le degré d'absorption par les particules de sol, la capacité de l'accumulation et les voies des composantes décomposées en différents éléments du système écologique.
3. Etudes au sujet de la fixation des concentrations appropriées, méthodes, du nombre et du moment de l'emploi, les appareils nécessaires de la phase propre de la croissance végétale pour l'emploi.
4. Fixation périodique qualitative et quantitative sur les réactions des produits chimiques testés sous les différents aspect morphologiques et physiologiques, aussi bien que les définitions de la manière d'action et de la voie de ces produits chimiques et leurs produits de décomposition dans les plantes aquatiques individuelles.
5. Etudes au sujet des relations entre les résultats étant gagné des recherches citées ci-dessus, et des conditions climatiques étant prédominant à l'heure actuelle de l'emploi.
6. Etudes au sujet des possibilités de mélanger les herbicides ou d'ajouter d'autres additifs aux herbicides en augmentant leur efficacité et en réduisant leurs effets accessoires nuisibles.
7. Etudes technologiques au sujet de l'augmentation de l'efficacité des appareils étant utilisé pour le traitement, et de l'exclusion des conséquences nuisibles par leur utilisation en emploi des produits chimiques.
8. Etudes dans l'eau stagnante, étant réalisé aux places isolées et dans les régions fermées, au sujet de l'éclairissement des

réactions directes, indirectes, immédiates et accumulées, à raison de la décomposition des produits chimiques aux concentrations recommandées étant employé pour la destruction des plantes aquatiques. Ces recherches devront comprendre tous les organismes qui font l'usage de l'eau polluée, inclusivement les hommes, les bêtes de l'agriculture, les oiseaux, les plantes de culture, d'autres ivraies, les poissons et d'autres vertébrés vivants dans l'eau, microorganismes dans l'eau etc. Elles contrôlent également les qualités physiques et chimiques de l'eau et leurs réactions sur les traitements d'épuration pour l'eau potable et pour buts de ménage.

III. Recherches au sujet des mesures pour la destruction biologique et écologique

Le but de ces recherches est de trouver les possibilités pour l'utilisation des certaines espèces des organismes suivants, se représentant évidemment comme ennemis naturels des plantes aquatiques, (soit de la contrée, soit de l'importation) comme moyens de destruction, et en cas de succès, afin de déterminer les voies pratiques pour leur cultivation en masse et leur propagation:

1. Poissons, (les espèces paitrantes, fauchantes et se trouvant dans la boue);
2. plantes aquatiques inoffensives et moins nuisibles, se supprimant mutuellement;
3. insectes;
4. agents pathogènes;
5. bêtes végétariennes vivantes dans l'eau (Sirenia);
6. d'autres vertébrés végétariens vivants dans l'eau, comme les tortues;
7. limaçons végétariens;
8. facteurs écologiques agissant contre l'existence et l'activité de vis des plantes aquatiques nuisibles, (croissance, reproduction et propagation).

IV. Recherches au sujet de l'utilisation économique des plantes aquatiques:

Cette partie du projet s'occupe de la recherche, est-ce que ce sera possible de transformer les plantes en produit utilisable, lesquelles devront être extirpées autrement avec beaucoup des frais. Cependant dans l'avenir prochain, une grande part de ces recherches fixera son attention surtout sur l'utilité de ces produits pour buts agronomiques. Les possibilités de l'utilisation de la jacinthe aquatique est un exemple précis, parce qu'elle acroît en grandes stations régulières et les plantes flottent, tel qu'elles peuvent être facilement récoltées. Un tel groupe de recherches comprendrait les thèmes suivantes:

1. Développement des agents et voies pour la récolte et collecte manuelle ou mécanique des plantes aquatiques.
2. Développement des mesures efficaces et économiques et des méthodes pour le traitement, le drainage, la réduction de volume et le transport des plantes aquatiques.
3. Etudes au sujet de l'utilité potentielle des plantes aquatiques comme additif pour l'amélioration de sol, et cela en forme de l'engrais frais, travaillé dans le sol ou après la transformation en compost.
4. Etudes au sujet des possibilités d'utiliser les plantes aquatiques en forme fraîche, séchée artificiellement ou en forme travaillée comme additifs dans le fourrage.

V. Recherches au sujet de la lutte intégrée contre les plantes aquatiques

En général, une seule méthode pour la lutte contre les plantes aquatiques porte aucune solution impeccable du problème, mais toutes les méthodes doivent se compléter l'une à l'autre. Une destruction complète des plantes aquatiques n'est pas désirable parce que la végétation dans l'eau présente non seulement des réaction négatives, mais encore des réactions positives. Avant le commencement des mesures de destruction étendues, il faudra de trouver le rôle normal de la végétation dans l'eau.

VI. Collaboration régionale

Celle-ci peut être créée par les contacts entre les experts des pays se trouvant au cours du Nil, afin de fixer une poursuite régionale en commun en vue des plantes aquatiques dans le bassin versant total.

Remerciement

L'auteur sait gré à M. le Professeur Dr KASSAS, M. A., Président du Water Weeds Research Comitty, Academy of Scientific Research and Technology, Egypte, ayant remanié cet article.

Il remercie également M. ing. KAMIL, JEAN, Institut for Channel Maintenance and Weed Control Research, Cairo, pour l'obtention des valeurs de vue d'ensemble.

Tableau 1: Longueur (en km) des routes fluviales étant proliféré par les plantes aquatiques dans les différentes régions de l'Egypte. (Vue d'ensemble du avril 1975)

Département géographique	Longueur totale	Espèce de la route fluviale		Espèces des plantes aquatiques existantes		
		fossés	canaux	flott.	submerg.	berg.
1. Delta d'ouest	7254	3929	3325	1735	3975	1544
2. Delta centrale	8505	4332	4173	1061	5599	1845
3. Delta d'est	10147	4723	5424	1118	6642	2387
4. Egypte centr.	9269	4516	4753	1055	5515	1699
5. Haute-Egypte	4941	756	4185	0	4484	457
Total	40116	18256	21860	4969	26215	8932

Les données de ce tableau et des autres tableaux ont été collectées selon les rapports du Ministère pour l'irrigation, et ensuite elles ont été rangées, classifiées et recueillies et interprétées selon les départements géographiques (voir carte géographique).

Tableau 2: Longueur (en km) des routes fluviales étant débarrassé en cadre du programme immédiat de destruction en cours de 7 mois (juin à décembre 1975) partagés selon l'espèce de la route fluviale, espèces des plantes aquatiques éliminées et les moyens employés à la destruction

Département géographique	Longueur totale	Espèce des routes fluviales		Espèces des plantes détruites					Mode de destruction	
		fossés	canaux	flott.	submerg.	berges mixtes	manuelle	mécan.		chim.
1. Delta d'ouest	3392	2095	1297	1209	2151	5	27	2613	103	676
2. Delta centrale	8971	5019	3952	2129	4862	628	1351	6217	721	2033
3. Delta d'est	6128	2912	3216	1624	3658	612	234	4885	197	1046
4. Egypte centrale	8377	2998	5379	968	4940	0	2469	7492	479	407
5. Haute-Egypte	6412	1446	4966	3	5733	553	124	5489	123	799
Totale	33280	14470	18810	5933	21344	1798	4205	26696	1623	4961

Tableau 3: Longueur (en km) des routes fluviales étant proliférées par les plantes aquatiques dans les différentes régions de l'Égypte. (Vue d'ensemble du février 1976)

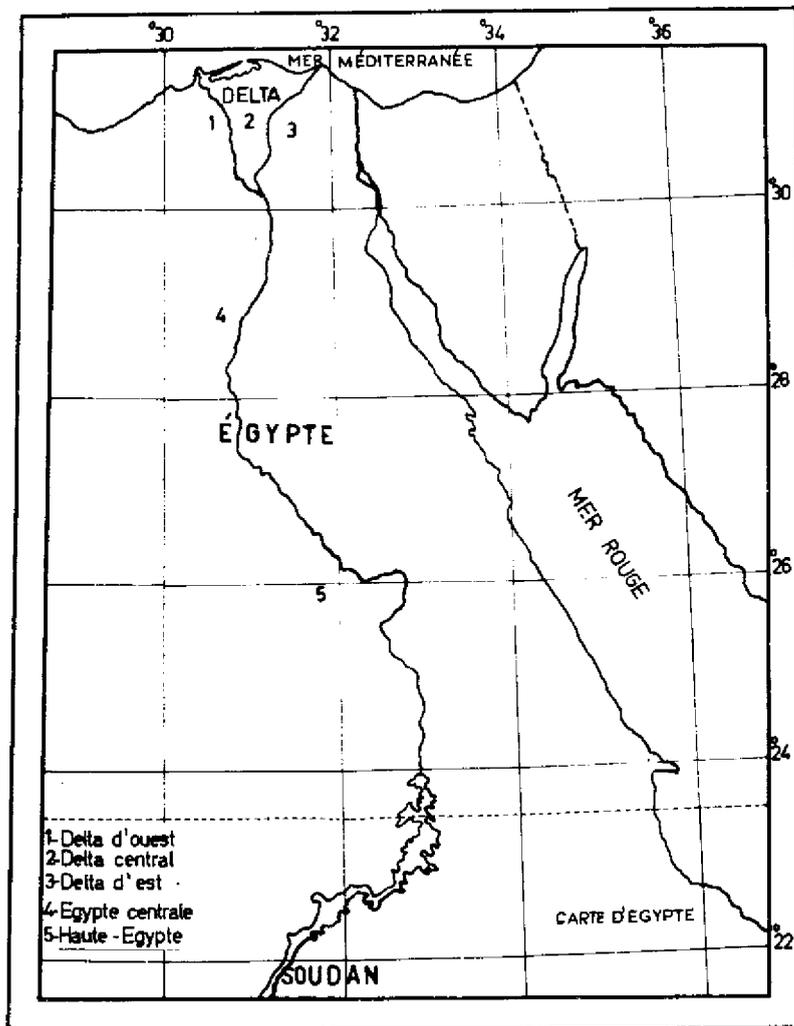
Département géographique	Longueur totale	Espèce de la route fluviale		Espèces des plantes aquatiques		
		fossés	canaux flott.	submerg.	berges	
1. Delta d'ouest	3337	1602	1735	575	2432	330
2. Delta centrale	6693	2551	4142	78	6108	507
3. Delta d'est	6384	2431	3953	454	5022	908
4. Égypte centrale	7697	2528	5169	589	6239	869
5. Haute-Égypte	5510	804	4706	0	4997	513
Total	29621	9916	19705	1696	24789	3127

Littérature

1. BAGNALL, L. O., BALDWIN, J. A. et HENTGES, J. F.: Processing and storage of water hyacinth silage. Hyacinth control J. 12 (1974) 73 - 79
2. BAKER, G. E., SUTTON, D. L. et BLACKBURN, R. D.: Feeding habits of the white amur on water hyacinth. Hyacinth control J. 12 (1974), 58 - 62
3. BALDWIN, J. A., HENTGES, J. F. et BAGNALL, L. O.: Preservation and cattle acceptability of water hyacinth silage. Hyacinth Control J. 12 (1974) 97 - 81
4. BATANOUNY, K. H. et EL-FIKY, A. M.: The water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Solms.) in the Nile system, Egypt (sous presse)
5. EL-MEDANI, M. A.: Aquatic Weeds, The Control Measurements and their Resultats. Government Press Egypt (1970).
6. FREEMAN, T. E., ZETTLER, F. W. et CHARUDATIN: Phytopathogens as biocontrols for aquatic weeds. Pans 20 (1974) 2, 181 - 184

7. **Gouvernement Achievements: In the Field of Irrigation-Drainage during eight Months (May to December 1975)**, published December (1975) by the Minister Office, Ministry of Irrigation, Egypt
8. **HUFFAKER, C. B.:** Biological Control, Plenum Press, (1971) N. Y. 511 pp.
9. **LITTLE, E. C. S.:** Handbook of Utilization of Aquatic Plants, a compilation of the world's publications. FAO, United Nations, Rome (1968), 123 pp.
10. **MITCHELL, D. S.:** Water weed problems in irrigation systems. In the proceeding of a Symposium on Arid Lands Irrigation in Developing Countries, Environmental Problems and effects, held in Alexandria, Egypt, February 16-21 (1976), 289 - 303
11. **MOURSI, H. A.:** Some aspects of aquatic weeds problems and management in the Nil system. In the proceeding of the Symposium on Nil Water and Lake Dam Projects, held in Cairo 1st to 4th of March (1976), Session 4, Paper No. 7, 200-216
12. **OBEID, M.:** Aquatic Weeds in the Sudan with Special Reference to Water Hyacinth. (Report of the National Council for Research, Sudan, submitted to the workshop on Aquatic Weed Management and Utilization, held in Khartoum, Sudan, Nov. (1975)
13. **PERKINS, B. O.:** Arthropods that stress water hyacinth. Pans 20 (1974), 304-314
14. Report of the FAO Conference on Quelea Bird and Water-hyacinth Control in Africa, held in Douala, Cameroon, Sept. (1965)
15. Report of the Workshop on Aquatic Weed Management and Utilization sponsored by the National Science Research Council of Guyana and the National Academy of Science (USA) held in Georgetown, March (1973)
16. Report of the Workshop on Manatee Research co-sponsored by the National Science Research Council of Guyana, the National Academy of Science (USA) and the International Development Research Centre (Canada), held in Georgetown, February (1974)
17. Report of the Workshop on Aquatic Weed Management and Utilization organized by the National Council for Research, Sudan and the National Academy of Sciences (USA), held in Khartoum, Nov.(1975)

18. Report and Recommendations of the Committee on Aquatic Weeds Control, held in May 17, 1975, published June 3, (1975) by the Technical Secretariat, Ministry of Agriculture, Egypte
19. SCHULTHORPE, C. D.: The Biology of Aquatic Vascular Plants. Arnold, London (1971), 610 pp.
20. TACKHOLM, V. et DIRAR, M.: Flora of Egypt, Vol. II, Fouad I, University Press, Cairo (1950) 547 pp.



ESTIMATION HYDROTOXICOLOGIQUE DE PESTICIDES SELECTIONNES

M. TSCHOU-SCHLÜTER

Institut für Wasserwirtschaft, Berlin

République Démocratique Allemande

Dans la mesure où l'intensification et l'industrialisation de la production agricole progresseront, augmentera l'utilisation des engrais, insecticides et produits phytosanitaires. Les pronostics citent ces substances fonctionnelles chimiques comme plus importantes matières nuisibles des eaux.

La diminution de la production agricole provoquée par des parasites les plus divers (mauvaises herbes, bacilles viraux, bactériens et de mycose, animaux-parasites) est encore de l'ordre de 20 % du rendement potentiel des cultures végétales. La répartition des causes de ce dégât total est la suivantes maladies des plantes env. 50 %, insectes, animaux-parasites env. 30 % et mauvaises herbes env. 20 % (HEY 1969).

D'une manière générale, on estime que l'utilisation des herbicides en agriculture continuera à augmenter. A ce fin on se sert de plus en plus des combinaisons d'herbicides, ceci pour agrandir la sphère d'efficacité de ces produits. Les fongicides utilisés pour le combat contre la mycose, une des plus fréquentes maladies des plantes, ont également une tendance croissante. Par contre, il est envisagé une limitation des insecticides qui présentent des effets accessoires défavorables (notamment une longue persistance, accumulation dans certains tissus des animaux à sang chaud). Les insecticides chimiques qui se distinguent par une durée limitée et une évacuation facile du corps des animaux à sang chaud resteront sur le marché.

L'économie des eaux de la R.D.A. se sert des herbicides dans et autour des eaux intérieures surtout pour réagir contre le colmatage assurer l'hydraulicité des fosses d'arrosage et

des canaux de drainage ainsi que pour la protection des talus et l'extirpation des bois (standard du secteur extirpation chimique des herbes TGL 24 351/01).

Il sera utile, avant l'utilisation des herbicides dans le domaine des eaux continentales, de les tester à la base des critères du catalogue des substances nuisibles (1975). En procédant ainsi, il conviendra d'attacher une attention particulière à leurs effets cancérogènes possibles ainsi qu'au danger de la toxicité chronique pour les animaux à sang chaud. Les préparations qui possèdent des qualités cancérogènes (p.e. l'aminotriazol) ainsi que des substances très toxiques pour les poissons et les animaux à sang chaud et qui sont accumulées et pas décomposables biochimiquement sont à rejeter (p.e. les hydrocarbures chlorés).

Un certain nombre d'herbicides utilisés pour le combat contre les plantes aquatiques également ont présenté des effets accessoires négatifs pour les poissons au cours des essais sur une période prolongée. C'était ainsi que SCHULZ (1971) a constaté une réduction de RNA remarquable des carpes exposées à des concentrations sublétales (25 ppm) de l'herbicide Dowpon (Dalapon) pendant une période de 28 jours. Le même auteur (1969) après avoir exposé les carpes à des solutions de 2,4 D (herbicide de croissance synthétique) a constaté des lésions des cellules nerveuses de la moelle allongée et souvent aussi des lésions du cervelet des poissons en cas d'une concentration de 0,1 ppm. Des auteurs polonais ont prouvé comme conséquences de l'influence semi-chronique de 50 ppm du produit commercialisé "Pielik" de 2,4 D sur les alevins des carpes une éclosion tardive, des déformations morphologiques, une croissance ralentie et enfin une mortalité massive (d'après KAMLER et al. 1974). Les essais effectués par KOEMAN (et al. 1969) avec l'herbicide Diuron à base d'urées, un produit qui convient particulièrement bien pour le combat contre les plantes aquatiques sousmarines et la prolifération des algues, ont prouvé que les carpes métabolisent à peine ces combinés mais

les accumulent plutôt. SCHULZ (1972) a constaté que les carpes provenant d'un étang traité de Diuron, présentaient outre des foies gonflés et agrandis de couleur rouge-foncé encore des traces de dégénérescence aux reins ainsi que des transformations inflammatoires de l'endocarde.

Les algicides, produits chimiques pour le combat contre la prolifération des algues, sont une possibilité pour éliminer les quantités excessives d'algues indésirables.

L'algicide le plus traditionnel et le plus fréquemment utilisé dans les eaux intérieures est un sulfate de cuivre. Son acuité toxique pour les algues et fort à très fort toxique pour les poissons. La limite supérieure admissible pour une concentration de sulfate de cuivre dans les eaux poissonneuses - à l'exception des étangs de truites - est de l'ordre de 0,5 mg/l (CZENSNY 1934). Les ions Cu sont vite absorbés par les algues et les tuent peu de temps après. Il faut cependant pas perdre de vue - en particulier pour les étangs poissonneux - qu'il y aura une forte diminution d'oxygène dans l'eau qui est due au dépérissement des algues. Les ions Cu excédents sont précipités sous forme de carbonate de cuivre et liés au sédiment. Toutefois, le cuivrage répété des lacs avec la diminution de la valeur pH peut conduire à un nouveau décharge de quantités toxiques de Cu^{++} qui pendant la circulation à plein entrent dans l'épilimnion (HUTCHINSON 1957).

A côté des algicides inorganiques, les herbicides présentent aussi des substances fonctionnelles organiques sous forme de triazines et de dérivés d'urées qui en tant que poisons de photosynthèse forts possèdent d'excellentes qualités algicides. Ces deux catégories ne sont que légèrement toxiques pour les animaux à sang chaud et on n'a pas connaissance de qualités cancerigènes (TEICHMANN, SCHRAMM 1975). Les quantités à employer pour la lutte efficace contre les algues s'expriment en microgrammes tandis que la toxicité pour les poissons n'est

atteinte que dans des rayons de milligrammes de sorte que l'utilisation de ces algicides ne représente pas de menace toxique aiguë pour les poissons. Il convient en ce contexte de faire encore une fois allusion à l'accumulation du dérivé des urées Diuron par les carpes.

L'utilisation des algicides organiques précités, également, apporte immédiatement après l'application, une forte préjudice au taux d'aération biogénétique des eaux pendant plusieurs jours. Dans les canaux de drainage traités d'herbicides, le phyto-plancton se remplit de nouveau une ou deux semaines après le traitement d'herbicides. Ce processus fut accompagné d'une augmentation des euglénophycées et d'un dépérissement des genres de la biocénose (HEUSS 1972). Le fait que lestriacines et les herbicides à base d'urées ne sont pas du tout ou difficilement décomposables par les microorganismes de la boue activée (catalogue des substances nuisibles de l'eau 1975) est considéré comme un désavantage du point de vue qualité hydraulique. La conséquence en est une longue activité résiduaire et le risque de l'accumulation dans l'eau en cas d'application répétée.

En conclusion de ce qui précède on peut dire que l'intensification et l'industrialisation de l'agriculture exige obligatoirement une utilisation renforcée d'engrais, de produits phytosanitaires et d'insecticides. Simultanément, ces catégories de substances fonctionnelles représentent d'importantes matières nuisibles des eaux.

S'il s'agit d'utiliser des produits phytosanitaires pour l'entretien des eaux, il est indispensable que ceux-ci soient reconnus et admis officiellement à cet égard (index des insecticides et produits phytosanitaires 1974/75). Les substances fonctionnelles doivent être étudiées du point de vue pollution (catalogue des substances nuisibles 1975) et sélectionnées de sorte à réduire au minimum le risque toxicologique. Il n'est pas possible de se servir des algicides pour

l'assainissement des eaux étant donné que le dépérissement des algues ne provoque pas une élimination des substances nutritives du régime métabolique des eaux.

Littérature

- Collectif d'auteurs: Wasserschadstoffkatalog. Institut für Wasserwirtschaft, Berlin 1975.
- CZERNY, R.: Kupferhaltige Abwässer, ihre Wirkung und ihr Nachweis im Vorfluter. Vom Wasser 8 (1934), 163-168.
- Fachbereichstandard "Chemische Entkrautung", Allgemeine Forderungen, TGL 24 351/01 (Entwurf Oktober 1975).
- HEUSS, K.: Zur Wirkung einiger Herbizide auf limnische Proctisten - Gemeinschaften. Schr. Reihe Ver. Wass.-Boden-Lufthyg., Stuttgart H. 37, (1972), 221-229.
- HUTCHINSON, G.E.: A Treatise on Limnology, Vol. 1 Wiley & Sons, New York 1957.
- HEY, A.: Die Chemisierung der Landwirtschaft unter besonderer Berücksichtigung der Pflanzenschutzmittel. Z. ges. Hygiene 15 (1969) 316-323.
- KAMLER, E.; MATLAK, O. et K. SROKOSZ: Further observations on the effect of sodium salt of 2,4-D on early development stages of carp (*Cyprinus carpio* L.). Pol. Arch. Hydrobiol. 21 (1974), 481-502.
- KOEMAN, J.H.; HORSMANS, T. et H.L. v.d. MAAS: Accumulation of diuron in fish. Meded. Rijksfac. Landbouwwetenschap. Gent 134 (1969) 428-433.

Pflanzenschutzmittelverzeichnis 1974/75, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR,
Institut für Pflanzenschutzforschung, Kleinmachnow.

SCHULZ, D.: Schädigung am Gehirn des Karpfens (*Cyprinus carpio* L.) durch das Herbizid 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure. Diss. Humboldt-Univ. Berlin, Vet.-med. Fak., 1969.

-, -: Durch das Herbizid DOWPON bedingte lichtmikroskopische, biochemische und elektronenmikroskopische Veränderungen am exokrinen Pankreas des Karpfens. Z. angew. Zool. 58 (1971), 63 - 97.

-, -: Proliferative Endokarditis am Herzen von Karpfen nach Einwirkung des Herbizids "Karmex". Zbl. Vet. Med. 19 (1972), 390 - 406.

REICHMANN, B. et T. SCHRAMM: Substanzen mit kanzerogener Wirkung. 2. Ausgabe, Akad. d. Wiss. der DDR, Zentralinstitut für Krebsforschung, Berlin-Buch, 1975.

ANNEXE

COMMENTAIRES AU "CATALOGUE DES MATIERES NUISIBLES DE L'EAU"

PART I ET II

édité par Institut für Wasserwirtschaft, Berlin 1975

En conséquence des grandes quantités en matières nuisibles chargeant déjà la biosphère, on fait élaborer actuellement des catalogues donnant une première vue d'ensemble sur les qualités toxicologiques humaines et de l'eau par les produits chimiques d'environnement, par exemple :

ALTHAUS, H. et JUNG, K. D.: Wirkungskonzentration (gesundheits-)schädigender bzw. toxischer Stoffe in Wasser für niedere Wasserorganismen sowie kalt- und warmblütige Wirbeltiere einschließlich des Menschen bei oraler Aufnahme des Wassers oder Kontakt mit dem Wasser, Düsseldorf 1972

CHRISTENSEN, H. E.: The Toxic Substances List. U.S. Dep. Health, Maryland 1973

TEICHMANN, B. et SCHRANN, H.: Substanzen mit kanzerogener Wirkung. 2. Ausgabe, Berlin-Buch 1975

En même temps et en limite internationale, on est en train de faire avec grands efforts des mesures pour l'élaboration et la donnée de tolérances, valeurs limites et concentrations admissibles au maximum en matières nuisibles, afin de protéger la biosphère contre les intoxications, par exemple :

Предельно допустимые концентрации вредных веществ в воде водоемов санитарно-бытового водоснабжения, Москва 1970.

Water Quality Criteria. Washington 1968.

Allgemeine Toleranzliste, Anordnung Nr. 2 über Rückstände von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln in Lebensmitteln. Gesetzblatt DR I Nr. 3, 1974.

L'élaboration du catalogue des matières nuisibles dans l'eau est à regarder en ce rapport. Au moyen du catalogue, on est en train de faire pour la première fois la tentative de

caractériser complètement les matières nuisibles relevantes dans l'eau. A ce sujet, on mentionne non seulement les qualités chimiques-physiques de chaque matière nuisible, la toxicité pour les animaux à sang chaud et la toxicité pour les organismes aquatiques inclusivement des valeurs limites, mais encore les possibilités de détoxification par la décomposition biochimique ou des méthodes physico-chimiques.

Evaluation d'une matière nuisible de l'eau selon les critères du catalogue des matières nuisibles dans l'eau.

Exemple: Monuron

Chaque matière nuisible est caractérisée en 14 points suivants: Les points 1 à 6 se rapportent aux propriétés physico-chimiques de la substance fonctionnelle. Pour le Monuron étant cité:

- 1.1. Désignation chimique
2. Classification du groupe de la matière
- 3.1. Formule de structure, poids moléculaire
5. Dissolubilité dans l'eau
6. Etat d'agrégation, aspect, qualités organoleptiques, point de fusion

Sous point 7, il est démontré la capacité de décomposition biochimique et les possibilités de l'élimination physico-chimique des solutions hydratées par l'oxydation avec chlore et ozone, par l'adsorption de matière solide et floculation. Selon l'effet de décomposition, on fait un classement de trois à cinq groupes étant symbolisé par les lettres A à E.

Pour le Monuron, il a été constaté:

- 7.1. stable de manière biochimique, groupe C
- 7.2. oxydation partielle avec chlore et ozone, groupe B
- 7.3. très bien adsorbable au charbon granuleux W.D.W.₁₂, groupe A; bon adsorbable au charbon pulvérisé E.P.N., groupe B, non adsorbable à la résine adsorbante WOPATIT ES, groupe E
- 7.4. tous les agents de floculation chargés ne sont pas éliminables, ou seulement peu éliminables, groupe C

Le point 8 a pour sujet la toxicité des animaux à sang chaud, classifiée en:

- 8.1. dose aiguë, orale, moyenne et létale (LD_{50}) et évaluation de la hauteur de la toxicité selon le schéma de HODGE-STERNER (groupe A à E)
- 8.2. Toxicité semi-chronique ou chronique
- 8.3. Effet cancérigène

Pour Monuron, il a de la valeur:

- 8.1. Rat, aigu oral faiblement toxique, groupe B
- 8.2. n.e.l. (= no effect level): chien 1000 ppm, essai d'alimentation d'une durée d'un an
- 8.3. Effet cancérigène, non connu.

Sous point 9, on a mentionné les valeurs hygiénique et d'autres valeurs limites et approximatives. Pour Monuron, on a cité la concentration de seuil organoleptonique (9.2.) et en même temps, la valeur limite de l'utilisation de l'eau potable (9.3.) à 5 mg/l. La tolérance zéro pour les aliments (9.4.) est en R.D.A. $< 0,1$ mg/kg, groupe A.

La toxicité aiguë pour les organismes aquatiques est à voir sous les points 10.1. et 10.2. L'évaluation de la toxicité se fait sous point 10.1. selon la hauteur de la concentration de seuil, étant classifié en cinq groupes (A à E). Monuron a l'effet fortement toxique sur *Poecilia reticulata*, groupe D - et l'effet supertoxique sur *Ankistrodesmus falcatus*, groupe E.

Le point 10.2. donne les concentrations létales en moyenne (LC_{50}) pour les organismes aquatiques représentatifs, ou concentrations de l'empêchement de croissance à 50 % pour les algues. Provu de ces valeurs étant reproduisables de manière meilleure et par multiplication avec un facteur entre 0,1 et 0,01, les recommandations admissibles au maximum pour les biocénoses d'émissaire de la classe de qualité 2 (B-mésaprobe) sont dérivées de celles-ci.

Pour Monuron en qualité d'une toxine de photosynthèse forte, on a pris pour base la concentration d'un empêchement de 50 % de *Ankistrodesmus*, celle-ci donne, multipliées avec un facteur de

0,1, 25/ug/l pour la limite admissible au maximum (10.3.).

Il suit le point 11 avec les indications analytiques et le point 12 avec les données supplémentaires fondamentales au sujet de la matière nuisible dans l'eau.

Sous point 13, on fait la classification des matières nuisibles en trois catégories suivantes:

Catégorie I: Matière nuisible de l'eau très dangereuse

Catégorie II: Matière nuisible de l'eau dangereuse

Catégorie III: Matière nuisible de l'eau peu dangereuse

A cause de la toxicité haute en face des algues, Monuron est classifié à la catégorie I.

La bibliographie fondamentale se présente à la fin du catalogue (point 14).

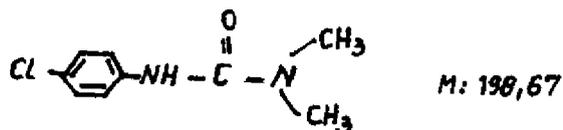
Reproduction de la description au sujet de Monuron du catalogue des matières nuisibles dans l'eau, part I:

1.1. Urée de N-(4-chlorephényle)-NH-diméthyle, C
urée de 3-(p-chlorephényle)-1,1-diméthyle
(Monuron, CMU)

1.2.

2. Dérivates d'urée, herbicides

3.1.



3.2.

4.

5. 230 mg/l 25 °C

6. Poudre incolore et indore
Smp. 176-177 °C

7.1. C (IfW) D.B.O.₅ adapté : 28 (IfW)

7.2. Cl₂ : B (IfW) O₃ : B (IfW)

D.C.O.-Cr:1500 (IfW) D.C.O.-Cr(HS): 1100 (IfW) D.C.O.-Mn:
1050 (IfW)

7.3. B (EPN) (IfW) A (WDW₁₂) (IfW)

E (ES) (IfW)

7.4. C (Al, pH 6,2) (IfW)

C (Al₀, pH 7) (IfW)

C (FeCl₃, pH 5,5) (IfW)

C (mélange des produits chimiques, pH 6,8) (IfW)

8.1. B Rat (MAIER-BODE)

8.2. 2500 ppm dans la nourriture, mortalité augmentée et retardement de croissance aux rats mâles 2 ans (MAIER-BODE)

n.e.l.: 1000 ppm chiens 1 an (MAIER-BODE)

8.3. - TEICHMANN, SCHRAMM)

9.1.

- 9.2. 5 mg/l (Moskau 1970)
- 9.3. 5 mg/l eau potable (Moskau 1970)
- 9.4. A (GBL. I Nr. 3, 1974)
- 10.1. D *Poecilia reticulata* (IfW)
E *Ankistrodesmus falcatus* (IfW)
- 10.2. LC₅₀/48h: 203 mg/l *Poecilia reticulata* (IfW)
LC₅₀/96h: 159 mg/l *Poecilia reticulata* (IfW)
IC₅₀/26 h: 106 mg/l *Daphnia magna* (CROSEY)
(IC₅₀ = la concentration, dont 50 % des daphnies placées sont immobiles).
Empêchement de 50 %: 240 µg/l *Ankistrodesmus falcatus* (IfW)
- 10.3. 25 µg/l
11. ZWEIG, G.: Analytical Methods for Pesticides, Plant Growth Regulators and Food Additives, London, New York: Academic Press 1963
12. Toxine de photosynthèse
13. A raison de la toxicité haute en face des organismes aquatiques, la substance appartient aux matières nuisibles de l'eau de la catégorie I.
14. CROSBY, D. G. et TUCKER, R. K.: Science 154 C (1966) 289-291
GBL. I Nr. 3, 1974, 27 - 30. Anordnung Nr. 2 über die Rückstände von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln in Lebensmitteln.
MAIER-BODE, H.: Herbicide und ihre Rückstände, Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer, 1971
Predel'no dopustimye koncentracii vrednych veshchestv vode vodosmov sanitarnobytovogo vodosnabzhenija, Moskva 1970.
FEICHMANN, B. et SCHRAMM, T.: Substanzen mit kanzerogener Wirkung, Zentralinstitut für Krebsforschung, Berlin-Buch 1973

EUTROPHISATION DES PETITS FONDS DES RESERVOIRS D'EAU ET
METHODE DE LEUR RESTRICTION EN COMBINAISON AVEC L'AUGMENTATION
DE LEUR BIOPRODUCTIVITE

I.M. VELIČKO, M.N. DECHTJAR, L.A. ŽURALEVA, L.N. SIMBALEVSKAJA,
L.E. KOSTIKOVA, I.K. PALAMARČUK et A.B. JAKUBOVSKIJ

Institut gidrobiologii Akad. Nauk Ukrain. SSR, Kiev
République Socialiste Soviétique d'Ukraine

Selon que les zones littorales d'autres eaux, la basse eau des réservoirs est une zone de la haute productivité. Les petits fonds font unir en eux-même des places mangeoires riches pour les poissons et une qualité d'eau extrêmement favorable, voilà pourquoi on les donne une grande importance au-dedans de la bioproduktivité tout entière des réservoirs. En même temps, les processus de l'eutrophisation dans les basses eaux sont très intensifs, tout ce qu'il fait avoir des conséquences sur la réduction de leur bioproduktivité, particulièrement au niveau des consommateurs et ce qu'il fait exiger une exécution d'un complexe des mesures d'amélioration.

Le degré d'eutrophisation dans les petits fonds des réservoirs est déterminé par les processus internes de l'eau et par un effet anthropogène. L'eutrophisation naturelle interne de l'eau est liée au caractère du terrain inondé, à la non-existence de courants, au régime hydrologique, à la protection contre l'influence des ondes et du temps, au rendement d'eau d'une année et à une formation intensive des organismes végétaux et animaux.

Les petits fonds des réservoirs d'une usine hydraulique situés aux rivières de pays plat ressemblent aux petits fonds de bords d'un lac. Mais contrairement au bord d'un lac, les zones de rivage dans les réservoirs sont caractérisés par des caractéristiques spécifiques, dont les plus importantes sont les multiplicités des caractéristiques morphologiques et hydrologiques conforme à l'origine des petits fonds. En règle général,

et selon l'origine, les basses eaux de réservoirs sont hétérogènes. A l'exemple du réservoir de Kremenschugskoje, SEROW, K.K. a exposé que la surface des petits fonds se formant dans la zone d'inondation est 53 % de la surface totale. Par contre, les petits fonds sur le terrain de la deuxième terrasse de la zone d'inondation comprend environ 46 %. Au-dedans de ces deux genres principaux, qui se ne ressemblent pas du tout, on trouve une multiplicité extrême de conditions pour une seule eau, parce que les différents genres des eaux furent inondés (lit de rivière, le système appartenant à lui, zone d'embouchure des rivières affluentes).

Les zones de bords incombent un rôle particulier aux processus d'eutrophisation parce qu'elles se trouvent dans le terrain du contact direct entre la terre et les eaux (2,3), en atteignant sous les conditions des réservoirs, une importance de préséance, parce que le bord d'eau est très allongé et il existe un contact direct avec le bassin alimentaire des terrains de l'agriculture par les affluences se jetant dans les petits fonds.

Actuellement, le temps de l'eutrophisation naturelle s'accéle, c.à d. l'accumulation des éléments biogénétiques par suite des processus internes de l'eau, elle est accélérée par facteurs anthropogènes entraînant des certaines difficultés à la limitation de deux genres de l'eutrophisation et par conséquent au développement de mesures pour la réduction de l'eutrophie.

Une de l'importante supposition protégeant l'eutrophisation intensive par suite des processus internes de l'eau sous conditions de réservoirs d'eaux, est la situation géographique-provinciale. Ce phénomène est bien net à l'exemple de deux réservoirs de Dniepr, les réservoirs Kiewskoje et Kremenschugskoje. Contrairement à la mésotrophie des petits fonds de Kiewskoje, des conditions de l'eutrophie avancée se formaient dans les petits fonds du réservoir de Kremenschugskoje. Situante dans la steppe sylvestre, le réservoir Kremenschugskoje appartient à une région agraire, où la couche du sol est extrême-

ment variée, consistant des épais sols noirs et pauvres en terre végétale. Les espèces de roche formant le sol du lit du réservoir Kremenschugskoje sont des sédimentations sableuses, sableuses-arguleuses et fluvioglaciales d'une productivité minimale (4).

Actuellement et sous les conditions du réservoirs de Dniepr, les plus intensifs processus d'eutrophisation se passent surtout dans les régions des petits fonds, lesquelles se formaient dans la région inondée. Alors, ces petits fonds se forment presque entièrement par les plantes aquatiques supérieures (5), de 83 à 100 %. Dans ces régions, le groupe écologique des producteurs primaires, du phytoperiphyton, un groupe spécifique pour la région du bord, atteint les valeurs maximum à l'égard de la biomasse (15,4 à 296,8 g/kg de la masse brute en plantes). Seulement dans telles régions, il se discerne une "fleur" locale des algues bleues du genre Anabaena. L'évolution en masses des producteurs primaires comme phénomène de l'eutrophisation intensive se fait sur la base d'une teneur haute en biogènes dans l'eau, NH_4 - 0,808 - 0,937 mg/l, NO_3 - 0,124 - 0,141 mg/l PO_4 - 0,113 - 0,124 mg/l.

En comparaison avec la rivière, la teneur en biogènes dans les petits fonds des réservoirs, spécialement à Kremenschugskoje, est augmentée très forte, étant sans aucune doute en liaison avec l'augmentation des processus d'influence anthropogènes.

L'influence de l'écoulement comme source principale pour les éléments biogénétiques a des conséquences surtout dans les régions des petits fonds qui sont provenus des régions d'embouchure inondées des affluences. L'accroissement des biogènes (spécialement NH_4 , NO_3 , PO_4) dans ces régions des petits fonds s'augmentent de manière remarquable durant les mois des hautes eaux de printemps (avril, mai), un phénomène ayant presque aucun effet aux régions libres des affluences. Durant les mois d'été, l'écoulement a presque aucune influence sur les petits fonds puisqu'il y avait seulement des courants très faibles.

Durant les mois d'été, l'écoulement superficiel venant directement des bords riverains joue un rôle très important à l'accumulation des biogènes. L'augmentation de la quantité en azote et phosphore est très sensible surtout dans les régions des petits fonds, où les bords sont utilisés intensivement pour le pâturage des bovins et en vue de récréation et aux accumulations en masse des oiseaux natatoires. Sous ces conditions, un facteur évident est l'augmentation des bactéries de cellulose dans la saison d'été.

Sous les conditions hydrologiques et relativement stables dans la période de végétation, les sols sont les producteurs très importants en biogènes. Dans la 11. et 12. année de sa existence, on a constaté une réduction des substances organiques des sols inondés dans le réservoir Kremenschugskoje. Ce dépérissement était de 20 à 80 % dans le sol sableux en face de l'état avant l'installation du réservoir. A ce temps, la boue de tourbe et la tourbe étaient caractérisées par une haute teneur en formes mobiles et hydrolysantes de l'azote et du phosphore, faisant en moyen 60 % et ayant comme conséquence un enrichissement intensif des couches près du sol et de la masse des eaux totales. Les sédiments de boue sont les réservoirs pour les substances organiques, dont la teneur a augmenté à 200 % en face de l'état avant l'achèvement du réservoir. L'accumulation des substances organiques allochtones se fait dans la région des petits fonds, où il y a aucuns affluences et laquelle est isolée le plus de la partie principale du réservoir.

Le rinçage des genres légèrement mobiles des azotes et du phosphore contenant les compositions de sol, conduit à l'enrichissement des couches près du sol et cela dans la région avec le plus fort mouvement des eaux, laquelle fut inondée conforme à sa origine.

Un très important facteur pour le degré de concentration en biogènes dans l'eau est le volume des masses d'eaux. A l'exemple du réservoir de Kremenschugskoje, on a constaté la corrélation

entre le volume des masses d'eau et la teneur en NH_4 dans l'eau. Avec ce phénomène, il est lié évidemment la concentration élevée d'autres biogènes dans l'eau aux années pauvres en eau et ayant des hautes températures d'été, et conduisant non seulement à la réduction forte des masses d'eau par chute du niveau d'eau, mais encore par évaporation intensive.

Les organismes végétaux et animaux jouent un rôle important comme sources d'éléments biogènes. La dépendance réciproque entre la teneur en biogènes dans les tissus des plantes aquatiques supérieures et dans l'eau (5) est capable de caractériser les plantes aquatiques supérieures comme producteur en biogènes. Sous les plantes aquatiques supérieures, le *Thypha angustifolia* joue un rôle eutrophisant et particulièrement prononcé, étant lié au dépérissement des feuilles de cette plante durant la période entière de végétation, par suite de l'activité minant des larves des Chironomides.

Dans les buissons de la végétation demi-submergée, on a constaté la plus grande quantité NH_4 et dans les buissons entièrement submergés la plus petite quantité ayant les quantités maximum de NO_2 et NO_3 , témoignant en faveur des processus de nitrification intensifs, auquel un régime de gaz favorable fait contribution. Par conséquent, les genres de buissons différents produisent les conditions différentes faisant accélérer ou retarder le processus de l'accumulation des éléments biogènes.

Les années pauvres en eau protègent un développement intensif de la plupart des plantes aquatiques supérieures dans les années suivantes (selon informations de KOSINA, S.J.), dont la décomposition de la masse conduit à l'altération du régime de gaz comme résultat de l'accumulation de biogènes et substances organiques.

En période actuelle de leur existence, le degré de la bio-productivité dans les petits fonds des réservoirs de Dniepr est déterminé par les relations hydrométéorologiques de l'année actuelle qui, à côté d'un effet croissant anthropogène, contri-

buent à l'accélération des processus d'eutrophisation, lesquels se présentent de manière différente dans les zones diverses et impliquent la productivité des consommateurs.

Dans les régions inondées, les masses des petits fonds eutrophisées le plus sont caractérisées par les valeurs de biomasse relativement basses des animaux sans vertèbre phytophiles vivant au fond, dont la multiplicité des genres s'augmente. Dans telles zones, des certaines valeurs caractéristiques α -mésaprobies sont sujet d'un fort développement permettant d'interclasser les régions eutrophisées le plus à la zone α -mesaprobe, la zone de la haute saprotrophie. Dans la plupart des petits fonds de la région des réservoirs de Dniepr, les valeurs de saprobie sont des valeurs caractéristiques pour la trophie, dont le degré haut est dû surtout par les processus internes de l'eau sur la base d'une charge anthropogène croissante des biogènes. L'altération du régime de gaz dans les régions de petits fonds ayant un courant faible, a des rapports avec l'évolution en masse des producteurs primaires (plantes aquatiques supérieures et phytoperiphyton incl. algues filaires) et elle est le résultat de l'eutrophisation en conduisant à la pollution biologique en soi-même. Sous ces conditions, les animaux invertébrés oxyphiles ne se développent pas.

Dans la 11. à 14. année de l'existence des réservoirs, la productivité des animaux sans vertèbre dans les petits fonds se baisse très fortement en face des années précédentes. Particulièrement de contraste est la réduction de la productivité des animaux invertébrés sous conditions des régions eutrophisées le plus fort, où il y a une prédominance des sédimentations boueuses ou envasées. Ici, il se forme les biocénoses phytophyles, en quoi il y a une grande multiplicité de genres, mais pas des hautes biomasses se rapprochant aux conditions de climax sous conditions du système fluvial. Cela témoigne d'une marche vite de l'eutrophisation naturelle et successive dans les réservoirs en comparaison avec les eaux de rivières étant dû par l'augmentation de la charge anthropogénique.

A l'eutrophisation augmentante, laquelle peut se charger d'un caractère comme salve dans les eaux plates (dans les années pauvres en eau) et qui peut être considérée comme succession autotrophique, il y a la possibilité que la productivité des animaux sans vertèbres s'augmente. A l'activité de courant suffisamment prononcée, il se développe les biocénoses phytophytes avec une multiplicité faible de genres et une prédominance des grandes formes du zooplancton se présentant en grand nombre et en hautes biomasses.

Une eutrophisation forcée avec une hyperaccumulation des substances organiques conduit à l'altération de la qualité d'eau dans les petits fonds, ce que peut être considéré comme très favorable parce qu'il y a aucune "fleur" permanente des eaux par la concentration des biogènes et par la teneur en oxygène. Dans les régions eutrophisées le plus, il se fait un retardement dans l'évolution de la base de nourrissage pour les poissons.

Les réserves importantes en éléments biogénétiques dans les petits fonds pourraient servir comme source extraordinairement efficace de biogènes pour le phytoplancton dans les régions des eaux profondes, en accélérant l'évolution de la "fleur". Ce phénomène se ne présente que dans les mois d'automne à la chute extrême du niveau d'eau.

L'influence négative de l'eutrophisation sur les petits fonds peut être supprimée de mesure considérable par un complexe de mesures d'amélioration. Ces mesures doivent être prises dans les années pauvres en eau, lorsque les processus d'eutrophisation sont les plus intenses.

L'élimination directe des biogènes des petits fonds est possible et nécessaire par l'écartement du surétat en plantes aquatiques supérieures. Les plantes aquatiques supérieures doivent être éliminées de manière rationnelle parce qu'elles sont seulement en certaines limites en très important facteur pour l'augmentation de la productivité des petits fonds.

L'augmentation de la biomasse des animaux sans vertèbres et de l'oxygène dissolu dans l'eau dans les *Thypha augustifolia* et dans le jonc atteint les valeurs maximum à la couverture de 30 - 50 %, en quoi la biomasse des *Thypha augustifolia* peut s'élever à 4 - 5 kg/m² et du jonc jusqu'à 2 kg/m². L'accroissement de la biomasse de ces genres conduit à une occurrence des rotifères α -mésaprobes et des filaires saprobes en témoignant les processus de décomposition.

Dans le maquis submergé, on peut constater des hautes biomasses du zooplancton avec une biomasse au-dessus de 4 kg/m² et une couverture projective de 80 - 90 %, bien qu'il est à noter d'une augmentation de la saprobité par une série d'autres valeurs d'indice.

Au développement atténué des algues filaires (jusqu'à 6 kg/m²), les processus d'épuration d'eau sont dominants, avec une biomasse au-dessus de 6 kg/m² la pollution biologique. Ces données peuvent être des critères pour l'exécution des travaux d'amélioration. Non seulement la densité du maquis possède une grande importance, mais encore sa surface. La détermination des surfaces optimales pour une bioproduktivité maximale des petits fonds est un problème compliqué, mais absolument nécessaire.

L'élimination des plantes aquatiques supérieures est particulièrement nécessaire dans les régions eutrophisées le plus fort, puisque les réserves importantes en biogènes sont prises des eaux, en outre de la en plantes.

Dans la période de végétation et à 40 t/ha, la *Phragmites* communis contient 600 - 650 kg/ha de l'azote, 200 - 250 kg du phosphore et 400 kg de la potasse. Des supputations sur la base de la détermination des réserves en algues filaires dans le réservoir Kremenschugskoje prouvaient en mesure du réservoir que la quantité de l'azote dans les algues peut être 20 - 30 t et la quantité du phosphore conservé 3 t. L'élimination des plantes aquatiques supérieures et des algues filaires peut être un régulateur important de la teneur en éléments biogénétiques.

Littérature:

1. ZEROV, K.K.: Melkovod'ja dneprovskich vodochranilisc. Gidrobiol. Ž. 8 (1972) 2, 15-21.
2. ROSSOLIMO, L.L.: Antropogennoe evtrofirovanie vodoemov, ego suschnost' i zadaci issledovanija. Gidrobiol. Ž. 7 (1971) 3, 98-108.
3. ŠIL'KROTT, G.S.: Rol' litorali v razvitii antropogennogo evtrofirovanija vodoema. En: Antropogennoe evtrofirovanie vodoemov. 1974.
4. VERNAR, N.B. GODLIN, M.M., SAMBUR, G.J., SKORINA, S.A.: Počvy USSR. Kiev 1951.
5. KOREJAKOVA, I.L.: Kratkaja charakteristika melkovodij i ich rastitel'nogo pokrova v. Kremenčugskom vodochranilisce Gidrobiol. Ž. 11 (1975) 2, 12-17.
6. ZIMBALEVSKAJA, L.N., ŽURAVLEVA, L.A., CHOROŠICH, L.A., PUGAČ, V.J., KOSTIKOVA, L.E., DECHTJAR, M.N., JAKUBOVSKIJ, K.B.: Evtrofikacija melkovodij Kremenčugakogo vodochranilišča. En: Krugovorot veščestva i energii v ozerach i vodochraniliščach. 1973.
7. ZIMBALEVSKAJA, L.N., PIKUŠ, N.V., ŽURAVLEVA, L.A., PALAMARČUK, J.K., CHOROŠICH, A.A., DECHTJAR, M.N., PLIGIN, D.V.: Osnobnye faktory evtrofikacii melkovodij Kremenčugakogo vodochranilišča i ee vlijanie na produktivnost' vodnyh bespozvonocnyh. En: Antropogennogo evtrofirovanie vodoemov. 1974.

LES RESTES D'ENGRAIS ET DE PRODUITS AGROCHIMIQUES EN RAPPORT AVEC
L'EUTROPHISATION A SRI LANKA ⁴⁾

C. S. WEERARATNA

Faculty of Agriculture, University of Sri Lanka
Sri Lanka

Pour "eutrophisation" il existe plusieurs définitions. D. J. HALLIDAY (1) a défini l'eutrophisation comme étant un "enrichissement des eaux par des substances nutritives qui peuvent influencer directement la croissance de plantes aquatiques et d'algues par engraissement". KOLENBRANDER (2) a caractérisé l'eutrophisation comme étant un enrichissement des eaux par des substances nutritives. L'enrichissement des eaux par des substances nutritives, qui proviennent d'engrais et d'autres produits agrochimiques tels que les insecticides, les herbicides etc. pourrait compter comme faisant partie de ce processus. A Sri Lanka, de grandes quantités d'engrais et de produits agrochimiques sont utilisées dans l'agriculture (Tableau 1a et 1b).

L'eutrophisation due aux engrais

Parmi les engrais mis en oeuvre, une part considérable est utilisée pour la culture du riz qui est cultivé dans les conditions propres aux contrées basses tandis que le reste des engrais est destiné aux plantations telles que le thé, le caoutchouc, les noix de coco etc.

A Sri Lanka, la pluviosité annuelle est très importante, elle varie entre 50 pouces dans la zone sèche et 150 pouces par an dans les contrées basses humides. La plus grande partie des pluies tombe dans deux époques bien déterminées et, par conséquent, les précipitations sont très intenses dans quelques contrées du pays. Les contrées à fortes pluies ont une topographie accidentée allant jusqu'à une topographie glissante. La plupart des sols sont des Ultisole et Alfisole et le pH varie, pour la plupart des sols, entre 5 et 7,5. Le taux d'infiltration, pour la plupart des sols, est très élevé et atteint au début env. 2 pouces par heure.

En raison des facteurs indiqués ci-dessus, l'enrichissement

⁴⁾ La communication n'est parvenue qu'après l'élaboration du rapport général

des eaux avec des engrais, notamment de l'azote et de la potassium, est relativement élevé. Les fortes pluies et la topographie accidentée provoquent l'enlèvement de sol superficiel qui entraîne aussi l'enlèvement de substances nutritives. Les pH dans les sols favorisent la nitrification des engrais apportés à base d'azote d'ammoniacale, et les études effectuées par le service agrochimique de l'université de Sri Lanka indiquent qu'une nitrification rapide des ions d'ammonium se produit dans les sols (tableau 2). Il est donc possible que ces nitrates soient lessivés et s'écoulent dans des eaux telles que lacs, cours d'eau et réservoirs (que l'on trouve dans la zone à climat sec). D'autre part, la capacité d'échange cationique de la plupart des sols de Sri Lanka est relativement basse, sa moyenne comportant 10 m val/100 g. Il en résulte que même le potassium, qui est apporté, est lessivé et s'écoule dans les eaux. Des travaux relativement réduits ont été effectués à Sri Lanka sur la teneur en substances nutritives des eaux dans les lacs, cours d'eau etc. Des analyses, qui ont été faites par AMARASIRI (3), montrent que des échantillons prélevés dans les réservoirs d'irrigation à Sri Lanka contiennent des quantités considérables de potassium (2,85 à 15,80 mg/l) et d'autres substances nutritives telles que du Na, Ca et Mg.

Dans la plupart des rizières à Sri Lanka, le mouvement des eaux est lent, et l'eau de drainage de ces rizières est probablement aussi une source de la teneur élevée en substances nutritives dans les eaux.

En ce qui concerne le phosphore, un nombre de responsables a avancé que le lessivage des ions de phosphate est probablement très faible, ce qui est dû essentiellement à l'affinité du phosphore dans les terres de Sri Lanka (5).

Eutrophisation attribuée au produits agrochimiques

L'enrichissement de l'eau par des produits agrochimiques pourrait aussi être considéré sous l'aspect de l'eutrophisation. Un grand nombre de produits agrochimiques de divers types est utilisé, ce sont des composés bioactifs étant donné qu'ils influencent les processus de métabolisme dans les organismes (6). Il a été prouvé que la plupart des produits agrochimiques, qui sont généralement

utilisés, tels que 2,4-D et MCPA, sont décomposés; la croissance des organismes peut être influencée par ces substances dans l'eau. Des études effectuées au début, et qui portaient sur la décomposition de quelques herbicides utilisés ordinairement à Sri Lanka, ont montré que l'urée 3,4-dichlorique-diméthylrique et le pentachlorophénol ont tendance à ne se décomposer que très lentement, alors que le 2,4-D, MCPA, le Delapon et le trichloracétate de sodium se décomposent dans un intervalle de 12 semaines à une teneur très faible (tableau 3). Dans des conditions de crue, tous ces herbicides analysés se décomposaient lentement (tableau 4). Par conséquent, ces combinaisons toxiques peuvent facilement s'écouler dans les eaux sans qu'elles soient désintoxiquées. Aucune analyse n'a été faite sur la concentration de produits agrochimiques dans des eaux telles que les lacs, les courants d'eau etc. de Sri Lanka, mais il est probable que les combinaisons permanentes aient tendance à s'accumuler et puissent influencer progressivement la croissance des organismes dans l'eau.

Les combinaisons, qui servent de sources d'énergie aux organismes, accélèrent probablement la croissance des plantes, alors que certaines combinaisons ralentissent la croissance des organismes en raison de leur toxicité.

Les résultats indiqués sur le tableau 5 montrent que la substance TCA, dans les conditions de crue, constituait une combinaison toxique au cours de sa décomposition. Des résultats analogues ont été enregistrés par ANDUS (8) pour le sulfate éthylique de sodium-2 (2,4-dichlorophénoxyde).

Littérature

1. HALLIDAY, D. J.: Effects of intensive fertilizer use on the human environment, pp. 288-295, Soils Bulletin 16, FAO Rome (1972)
2. KOLENBRANDER, G.: Ibid. pp. 305-327
3. AMARASIRI, S. L.: Trop. Agriculturist Vol. 19-25 197
4. RUSSELL, E. W.: Summary of technical discussion in ref. 1. pp. 1-14
5. WEERARATNA, C. S. et PREMAKUMAR, V.: Proc. Cey. Ass. Adv. Science (1973)
6. WEERARATNA, C. S.: World Crops. July/August (1974) 165-166
7. AUDUS, L. J.: Pl. Soil 3 (1951) 170-192
8. AUDUS, L. J.: Nature Lond. 170 (1952) 886-887

Tableau 1a: Quantités d'engrais qui ont été mises en oeuvre à Sri Lanka (tonnes)

Engrais	1971	1972	1973	1974
sulfate d'ammonium	82,000	105,944	122,300	139,674
urée	67,442	56,875	68,190	91,500
engrais super à trois composantes	13,500	12,300	23,000	17,000
phosphate de roche	45,800	43,000	42,400	50,500
potasse chlorhydrique	45,113	49,427	49,255	62,231

Tableau 1b: Quantités de produits agrochimiques mises en oeuvre en 1967 et 1968 à Sri Lanka (en quintaux)

Produits agrochimiques	1967	1968
DDT et combinaisons analogues	46	605
BHC et Lindane	-	5080
Andrine	34	37
Endrine	273	377
Insecticides organiques au phosphore	148	122
Chaux sulfatée	-	24
Combinaisons de cuivre	20	1042
Combinaisons mercuriques	10	10
Dithiocarbamate	-	15020
Fongicides	109	254
Herbicides	2528	2385

Tableau 2 : Teneur en ammonium et en nitrate dans un sol ayant été vacciné
à 100 mg/l d $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (par semaines)

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Ammonium-N	100	95,5	86,7	80,2	74,5	70,6	65,3	60,2	55,4	51,3	45,6	40,4	36,4
Nitrat-N	1,6	6,0	14,6	21,2	26,9	30,9	36,3	41,4	46,2	50,3	56,0	61,2	65,2

Tableau 3: Concentration résiduelle des herbicides dans des sols qui ont été vaccinés dans des conditions de non-inondation à des intervalles de 14 jours en mg/l (par semaines)

	0	1	3	5	7	9	11	13
<u>2,4-D</u>								
RBE	1,5	1,0	1,0	1,0	0,8	0,6	0,4	0,2
RBL	1,5	1,0	1,0	1,0	0,9	0,8	0,7	0,6
IBL	1,5	1,0	1,0	1,0	0,9	0,8	0,6	0,4
LHG	1,5	0,8	0,7	0,6	0,5	0,3	0,1	0,05
<u>MCPA</u>								
RBE	2,0	1,0	1,0	1,0	0,8	0,6	0,4	0,2
RBL	2,0	1,0	1,0	1,0	0,9	0,8	0,7	0,6
IBL	2,0	1,0	1,0	0,8	0,7	0,6	0,4	0,4
LHG	2,0	0,8	0,8	0,6	0,5	0,4	0,2	0,1
<u>Delapon</u>								
RBE	15	10	9	8	8	6	4	4
RBL	15	10	10	10	10	8	6	4
IBL	15	10	10	10	8	6	6	4
LHG	15	10	8	6	4	2	2	2
<u>Karmex</u>								
RBE	2	1,5	1,5	1,5	1,5	1,0	1,0	0,8
RBL	2	1,5	1,5	1,5	1,4	1,3	1,3	1,2
IBL	2	1,5	1,5	1,3	1,1	1,0	0,8	0,6
LHG	2	1,5	1,0	1,0	1,0	0,8	0,6	0,5
<u>P₂₀</u>								
RBE	20	10	10	10	10	10	10	5
RBL	20	10	10	10	10	10	10	5
IBL	20	10	10	10	10	10	10	10
LHG	20	10	10	10	10	10	5	5
<u>TGA</u>								
RBE	10	8	8	8	6	4	4	4
RBL	10	8	8	8	6	6	6	4
IBL	10	8	8	6	6	6	6	4
LHG	10	8	8	6	6	4	4	2

+ indique des valeurs plus grandes que celles mentionnées

Tableau 4: Concentration résiduelle des herbicides dans des sols qui ont été vaccinés dans des conditions d'inondation à des intervalles de 14 jours en mg/l (par semaines)

	0	1	3	5	7	9	11	13
<u>2,4-D</u>								
RBE	1,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,8	0,8
RBL	1,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,8
IBL	1,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,8	0,6
LHG	1,5	1,0	1,0	1,0	1,0	0,8	0,8	0,6
<u>MCPA</u>								
RBE	2,0	1,5	1,5	1,5	1,0	1,0	1,0	1,0
RBL	2,0	1,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
IBL	2,0	1,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
LHG	2,0	1,5	1,0	1,0	1,0	0,8	0,8	0,8
<u>Delapone</u>								
RBE	15	10	10	10	10	10	8	8
RBL	15	10	10	10	10	10	8	8
IBL	15	10	10	10	10	10	8	8
LHG	15	10	10	10	10	8	6	6
<u>Karmex</u>								
RBE	2	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
RBL	2	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
IBL	2	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
LHG	2	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,0	1,0
<u>F₂₀</u>								
RBE	20	+	+	+	+	+	+	+
RBL	20	10	10	10	10	10	10	10
IBL	20	10	10	10	10	10	10	10
LHG	20	10	10	10	10	10	10	10
<u>TCA</u>								
RBE	10	10	8	6	0	0	0	0
RBL	10	10	8	4	0	0	0	0
IBL	10	10	8	6	4	2	0	0
LHG	10	10	8	4	4	>10	>10	>10

* indique des valeurs plus grandes que celles mentionnées

PRISE DE POSITION AU COMPLEXE C DE LA PART DE LA DELEGATION DE
LA REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE ALLEMANDE

D. BARTHELMES

Institut für Binnenfischerei, Berlin
République Démocratique Allemande

Le rapporteur a discuté et analysé de manière excellente les articles exposés. Le matériel est résumés en forme parfaite dans les conclusions et dans les recommandations. C'est pourquoi nous ne voudrions souligner que les domaines principaux, dont les expériences collectionnées dans la République Démocratique Allemande pourraient être utiles pour d'autres pays. Il semble de trouver juste particulièrement sur le domaine de mesures de contrôle chimiques et au sujet de restriction des plantes aquatiques par les espèces de poissons herbivores et par d'autres espèces de poissons. Sans doute, entre les différents pays il existe des différences au sujet des conditions écologiques faisant nécessaire des programmes de recherches adaptés: par exemple, la carpe d'amour (*Ctenopharyngodon idella*) dans les eaux de la R.D.A., laquelle dépasse une grandeur minimale déterminé, a répondu aux espérances dans la lutte contre les macrophytes. Mais dans les régions d'un climat torride, sa charge pourra être limitée par les teneurs en sel localement très élevées par suite de l'évaporation forte. De tels et pareils problèmes peuvent apparaître à l'échange des expériences entre les pays. Tout de même, nous pouvons être sûr que la jonction des résultats, laquelle le Symposium aspire, sert à économiser des frais et des dépenses à la lutte contre l'accroissance excessive des plantes aquatiques.

Peut être, la discussion au sujet de complexe C sera porter des résultats en plus, lesquels devront glisser dans les recommandations définitives du Symposium.

Les conclusions tirées jusqu'ici seront complètement affirmées de notre part.

EXPERIENCES ET REFLEXIONS SUR LA PROPAGATION, L'ELEVAGE ET LE
TRANSPORT DE POISSONS HERBIVORES, AINSI QUE SUR LE CONTROLE DES
ECOSYSTEMES AQUATIQUES

H. JÄHNICHEN et D. BARTHELMES

Institut für Binnenfischerei, Berlin

République Démocratique Allemande

Dans les conditions climatiques de la R.D.A., *Hypophthalmichthys molitrix* et *Ctenopharyngodon idella* atteignent la puberté au bout de 7 à 8 ans, et *Aristichthys nobilis* au bout de 10 ans environ. Une propagation naturelle n'a pas lieu. La propagation artificielle est effectuée dans deux exploitations qui utilisent l'eau de refroidissement chauffée des centrales électriques.

En mars/avril, on vide les étangs d'hiver de leurs poissons. Les poissons de frai sont mis dans de petits étangs, d'une étendue de 600 à 5000 m². La densité de population est de 100 à 1000 poissons par hectare. On ne procède pas à une séparation des sexes, mais il est recommandé de séparer les espèces. Ces étangs ont la fonction d'étangs de prématuration. La maturation définitive se fait lors du réchauffement graduel de l'eau et parvient à son terme selon le temps passé, normalement en juin. L'introduction d'eau chaude dans ces étangs produit un effet très favorable et permet d'obtenir l'alevin un mois plus tôt, dès la mi-mai.

La disposition au frai est constatée au moyen de la palpation (bombement en avant de la partie postérieure de la cavité abdominale, gonflage et amollissement de la région de l'aperture du sexe). Les poissons prêts à frayer sont transportés dans les exploitations piscicoles s'occupant de la propagation, où ils sont tenus dans des bassins dont l'eau accuse une température entre 23 et 26 °C. L'ovulation, chez les femelles, est provoquée par deux injections d'hypophyse. Les hypophyses sont enlevées, pendant les mois d'hiver, à des carpes (*Cyprinus carpio*) vieilles de trois étés. La dose totale de masse sèche d'hypophyse s'évalue à 3 mg/kg chez les femelles, et à 1 ... 1,5 mg/kg chez les mâles. Lors de la première injection, on applique 10 %

de la dose totale. Les mâles, eux aussi, reçoivent deux injections; la deuxième est faite 24 heures après la première. A une température d'eau de 23 à 26 °C, les poissons oeuvés peuvent être grattés huit à neuf heures après la deuxième injection; ensuite les oeufs sont inséminés. Pour un kg d'oeufs, il faut utiliser 10 ml de lait qui devrait provenir de deux à trois mâles. Après l'insémination, l'on met de l'eau sur les oeufs, et on la renouvelle plusieurs fois. Au bout de quinze minutes, les oeufs peuvent être mis dans les verres de couvaïson. Il est usuel d'utiliser à cet effet des récipients d'une capacité de 7 à 200 l. En R.D.A., des verres de 20 l ont fait leurs preuves. Dans ces appareils, il est possible de couvrir jusqu'à 400 000 oeufs.

Les oeufs non inséminés ont un diamètre d'environ 1 mm. Mis dans l'eau, ils gonflent, atteignant un diamètre de 4,5 à 5 mm. La durée de la couvaïson dépend de la température. A 21 ... 25 °C, les larves éclosent au bout de 23 ... 33 heures. On les tient dans des cages à gaze jusqu'à ce qu'elles aient consommé le sac de jaune d'oeuf; ensuite, au début de l'alimentation active, on les vend aux exploitations piscicoles, aux fins d'élevage.

Lors de tout manieient des poissons de frai, on utilise du trichlorbutylalcoöl (Chlorétone), pour les tranquilliser et les insensibiliser.

En 1975, on a couvé 15 millions de carpes de l'amour, et 6 millions de carpes argentées. Quant à ces dernières, la propagation artificielle en est à ses débuts. Les carpes marbrées n'ont pas encore atteint la maturité de frai.

L'élevage de l'alevin se fait le plus favorablement selon la méthode dite de "préculture". Pendant trois à quatre semaines, les diverses espèces de poisson sont élevées séparément dans des étangs spéciaux, dans les meilleures conditions d'alimentation. Ensuite, l'élevage ultérieur, jusqu'au poisson de mise et de table, se fait en commun avec les carpes. Les indices pour la densité des populations sont les suivants: aux carpes (100 %), s'ajoutent 100 % de *H. molitrix*, 25 % d'*A. nobilis*, et 25 % de *C. idella*. En R.D.A., ces trois espèces de poisson atteignent, dans les différentes années d'élevage, les

masses suivantes (en grammes):

Espèce	Année d'élevage		
	1	2	3
C. idella	20	200 - 300	800 - 1000
H. molitrix	15	180 - 200	400 - 500
A. nobilis	30	300	1000 - 1500

Les indices des taux de survie se chiffrent à 20 % pour la première année d'élevage, à 50 % pour la deuxième, et à 70 ... 90 % pour la troisième.

Quant à la polyculture avec les carpes, dans les proportions de population indiquées, il n'y a pas de concurrence alimentaire vis-à-vis des carpes, ou seulement une concurrence minime, sans aucune répercussion sur leur croissance.

Lors de l'élevage, il faut veiller à ce que les affluences et les écoulements des étangs soient prémunis contre la sortie des poissons.

Tout maniement des poissons herbivores doit se faire prudemment, parce qu'il peut très facilement se produire des lésions des écailles et des infections, entraînant des pertes élevées. La tenue intermédiaire dans des étangs, filets ou bassins est donc à éviter.

Lors du transport aussi, il faut veiller au traitement prudent des poissons. Ils devraient le moins possible entrer en contact avec des filets, des tables de triage et des récipients de pesée.

Pour le transport des poissons herbivores vieux d'un et de deux étés, s'appliquent les indices et les utensiles tels qu'on connaît pour les carpes.

L'alevin est transporté dans des sacs de polyéthylène, d'une capacité de 60 l, emplis d'eau (1/3) et d'oxygène (2/3). A une température d'eau de 22 ... 24 °C, et une durée de transport de deux heures, un tel sac peut contenir 150 000 poissons. Si le transport dure jusqu'à huit heures, l'on met 50 000 poissons dans ces sacs. Les poissons précultivés sont, tout comme

les carpes, transportés le plus souvent en containers de tôle, mais ils peuvent être expédiés aussi dans des sacs de polyéthylène. Selon la durée du transport, la température de l'eau et la grandeur des poissons, l'on transporte entre 5 000 et 25 000 poissons précultivés. La production de poissons de table, en R.D.A., se chiffrait en 1973 à 34 t, en 1974 à 191 t, et en 1975 à 500 t environ.

Le réglage des écosystèmes limniques en vue de les faire parvenir à des états désirés, à l'aide de poissons herbivores, exige des connaissances différenciées sur les effets que ces espèces de poisson produisent dans les eaux. Ces effets dépendent fortement de la densité de population et des conditions de température. L'importance centrale revient aux effets exercés sur les plantes supérieures, le phytoplancton et le zooplancton. Ces composantes d'écosystème sont étroitement liées entre elles par des rapports d'interdépendance, de sorte que l'application de poissons herbivores puisse aboutir à des constellations variées des trois composantes. Cela est déjà vrai pour *Ctenopharyngodon idella*, qui ne mange que des macrophytes, mais aussi, et à un degré plus élevé encore, pour *Hypophthalmichthys molitrix* et *Aristichthys nobilis*. Nous pensons que dans les conditions climatiques données, l'éclaircissement de ces rapports est possible, au moyen d'essais faits dans des étangs à des densités de population échelonnées. Mais, pour transmettre les résultats à des eaux possédant leurs propres populations de poisson, il faut estimer et prendre en considération l'effet exercé par celles-ci, par exemple sur le zooplancton. De même, il faut tenir compte des conditions particulières résultant de l'emploi de poissons herbivores dans des eaux à stratification thermique.

Selon nos expériences, le contrôle de la densité de population appliquée ne pose donc pas de problème dans les conditions climatiques de la R.D.A. Comme nous l'avons déjà dit, dans ces conditions, toutes les espèces prévues pour l'emploi (*C. idella*, *H. molitrix* et *A. nobilis*) ne se propagent pas de manière naturelle. La population ne peut donc pas se propager de façon non contrôlée. De plus, selon toutes les observations que nous avons faites jusqu'ici, les espèces de poisson ne sont que très peu disposées aux maladies. C'est pourquoi la densité se maintient

même, à condition qu'on prenne soin de procéder à une décimation suffisante des poissons de proie. Enfin, une diminution contrôlée de la densité de population est possible au moyen de la pêche au filet de remorque, en hiver.

Grâce à cette possibilité relativement bonne de contrôle de la densité de population, il semble être possible, en principe, que pour de certaines eaux de surface particulièrement importantes, la densité de population puisse être ajustée opérativement sur la base d'examens du phytoplancton et du zooplancton.

L'UTILISATION POSSIBLE DE POISSONS POUR UNE RECOLTIVATION BIOLOGIQUE

L. KAJAK

Polish Academy of Sciences, Institut of Ecology, Dziekanów Leśny near Warsaw

Pologne

Je voudrai attirer votre attention sur le problème de la récoltivation biologique, c'est à dire sur l'amélioration de la pureté de l'eau par emploi des moyens biologiques.

La voie la plus facile et la plus usuelle de la récoltivation biologique est la charge de poissons ou l'agrandissement des effectifs en poissons.

Dans une des études, étant exécuté dans mon institut en coopération avec l'Institut pour la Pêche intérieure en Pologne, on a été obtenu une amélioration importante de la qualité d'eau dans un lac eutrophisé et un changement essentiel dans la structure de la biocénose et cela par la charge de la carpe ordinaire et avec cela le double de l'effectif actif de manière benthal en poissons. Nos résultats sont déjà publiés. De pareils résultats ont été obtenus par d'autres divers auteurs.

Dernièrement, on a exécuté beaucoup des études au sujet de la carpe argentée, dans l'espoir d'améliorer la qualité d'eau. Ce poisson filtrant qui mange les espèces plus grandes de seston, doit clarifier l'eau en voie directe. Nous avons obtenu le résultat suivant dans un lac eutrophisé: avec un effectif fort en carpes argentées, la biomasse en phytoplancton a été tenue permanentement cinq fois plus basse qu'elle a été découverte sans carpes argentées. Mais, dans les étangs de poissons avec une biomasse plus grande en phytoplancton et avec un pourcentage plus minime de la biomasse étant éliminé par les carpes argentées, la biomasse en phytoplancton s'augmentait au lieu de baisser (études et publications étant exécuté dans l'Institut pour la Pêche intérieure en Pologne).

Pour réduire la fleur d'eau au moyen de la carpe argentée, il faut employer vraisemblablement des densités en effectifs très hautes de ce poisson, pour que ces poissons éliminent environ 30 % ou encore plus des parts de la biomasse en algues,

particulièrement si la biomasse est très haute.

En supposition que 30 % des algues devront être éliminées dans un lac eutrophisé, où la biomasse en algues est 40 mg/l et l'épilimnion est d'une profondeur de 5 m et que la ration quotidienne de nourriture des carpes argentées est 20 % de leur biomasse, maintenant la densité en carpes argentées doit être 60 g/m³ ou 3000 kg/ha. C'est un effectif en poissons qui n'est à trouver jamais dans un lac tempéré de manière naturelle, mais il n'est peut pas être impossible d'employer, si on prend en considération que la carpe argentée possède une bonne faculté d'accommodation à l'égard de sa nourriture et elle peut être nourrie avec détritus.

Il est bien possible que la carpe argentée peut nettoyer l'eau indirectement de manière très efficace et cela par l'élimination du zooplancton. Quelques fois, le pourcentage du zooplancton éliminé est très haute. En considération que la ration de nourriture du zooplancton filtrant est plusieurs fois plus haute que celle de la carpe argentée, il est clair que l'élimination d'une certaine quantité en zooplancton porte à la conséquence de sauver beaucoup des quantités plus grandes du phytoplancton plus petit, lesquelles seraient éliminées autrement par le zooplancton filtrant.

Alors, on peut supposer que les carpes argentées soutiennent le développement du nanoplancton en éliminant son concurrent, le macrophytoplancton et son consommateur, le zooplancton filtrant.

Malheureusement, le comportement de la sélection de nourriture de la carpe argentée est très variable dans les diverses situations et cela non seulement la sélectivité entre phytoplancton et zooplancton, mais encore entre les espèces spéciales au dedans du zooplancton.

En vue des interactions complexes discutées ci-dessus des carpes argentées (et d'autres filtrants) avec les autres composantes d'un écosystème, il est clair que les résultats de son activité dans les diverses situations peuvent être différents et cela d'une réduction forte de la biomasse en phytoplancton à une augmentation et à un changement de la domination.

Pour comprendre mieux et pour prédire les effets possibles,

en particulier les effets indirects de la carpe argentée sur le plancton, il faut d'autres études, surtout sur les domaines suivants:

- Sélectivité de la nourriture et ration de nourriture;
- Volume des moyens d'alimentation, produits de métabolisme, leur influence sur les processus de décomposition et leur rôle au sujet du circuit des substances;
- Formation du plancton et du benthos aux divers effectifs en carpes argentées;
- Influence des divers effectifs en carpes argentées sur la mode de fonction des différents écosystèmes.

Voilà, tous ça doit être étudié en grande échelle des conditions, c'est à dire de la température, du degré de trophie, du mouvement d'eau, de la densité et de la composition du phyto- et du zooplancton, de la densité et de la composition de la ichthyofaune appartenante et d'autres.

MESURES PRISES DANS L'AGRICULTURE POUR LUTTER CONTRE L'EUTROPHI-
SATION DES EAUX

H. KORIATH et D. KRAMER

Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Institut für
Düngungsforschung, Leipzig-Potsdam et
Institut für Wasserwirtschaft, Berlin

République Démocratique Allemande

L'approvisionnement optimal des cultures de plantes en substances nutritives est une base décisive pour intensifier la production des biens d'alimentation. L'augmentation du rendement obtenu dans la production végétale de la R.D.A. est due, à moitié, à l'utilisation d'engrais. Vu l'application élevée d'engrais minéral et organique, les problèmes liés à l'eutrophisation des eaux font l'objet d'une attention particulière, aussi bien dans la recherche que dans la pratique, d'autant plus que pour l'agriculture socialiste de la R.D.A., des rendements élevés dans la production et l'aménagement d'un paysage culturel de grand rendement constituent des objectifs de valeur égale. Cette convergence d'intérêts de l'agriculture, de l'économie des eaux et de la protection de l'environnement se traduit notamment dans l'exigence d'une fertilité élevée du sol et d'une agriculture optimale. A cela s'associent des états et aussi des processus biologiques, biophysiques et biochimiques dans le sol, qui sont responsables du stockage des substances nutritives, de leur transformation, de la formation de structures. Ils influencent le régime thermique et d'air, la capacité d'eau, l'équilibre entre les organismes de la population du sol et, enfin, sa force de résistance ainsi que sa faculté de décomposer des matières nocives. Ces propriétés, qualités et effets du sol déterminent son importance prioritaire comme habitat, moyen de travail et objet de travail de la production végétale et, partant de cela, comme moyen de production principal de l'agriculture. En même temps, ils jouent un rôle décisif pour la capacité d'épuration élevée du système sol/plante, faculté qui, en rapport avec l'intensification croissante de la production et de l'industrialisation, contribue de façon toujours plus importante à l'aménagement de la biosphère et à la conservation de sa santé.

Dans les études sur des eutrophisations possibles des eaux de surface et des eaux souterraines par suite de l'application d'engrais, l'azote et le phosphore occupent une place de choix.

Dans les conditions climatiques de la R.D.A., la précipitation d'azote due à l'érosion de sols recouverts de plantes de cultures et éloignés des eaux souterraines - érosion s'effectuant surtout pendant la période de végétation - doit être qualifiée de faible et de non critique, du point de vue de la qualité de l'eau. Par contre, une influence de l'engrais d'azote minéral sur les processus d'eutrophisation résulte du fait que l'augmentation de la production de résidus de racines et de récolte entraîne l'augmentation de la teneur du sol en azote organiquement lié et qu'une partie de celui-ci, mobilisé sous forme de nitrate, est exposée à l'érosion pendant les pauses de végétation survenant dans la culture des plantes. Ce processus est généralement activé dans les conditions de l'irrigation des champs, qui subit une extension rapide en R.D.A. comme mesure essentielle pour intensifier la production agricole, et dans les conditions du programme de chimisation de la production des plantes, programme qui assure un approvisionnement croissant des plantes utiles en substances nutritives minérales. Si l'on veut prendre de l'influence sur les processus en cours de l'érosion d'azote, il faut tenir compte de ce que la plus grande partie de l'azote libéré par voie d'érosion provient des réserves contenues dans le sol.

Dans la pratique de l'engraisement en R.D.A., on a tiré des conclusions des connaissances scientifiques, accessibles jusqu'à ce jour, au sujet de l'érosion d'azote, conclusions qui trouvent leur reflet dans les recommandations relatives à l'engraisement et qui sont calculées annuellement au moyen de l'informatique. Ainsi, l'on applique des doses d'azote élevées, réparties selon les stades d'évolution des plantes. La mise au point de l'engraisement à l'azote minéral au printemps, notamment pour déterminer les excédents d'azote provenant de l'année précédente, se fait à l'aide d'analyses opératives du sol. Pour les céréales d'hiver, on n'applique pas d'engrais azoté en automne. Seul l'engraisement à la paille, en automne, en fait l'exception. Pour la culture du colza d'hiver, l'on ne prévoit une dose d'azote en automne que si le champ était utilisé avant pour la culture céréalière. L'engraisement à l'azote, au début

du printemps, ne doit pas être fait sur des sols entièrement gelés ou sur la nappe de neige, car cela risquerait d'entraîner des pertes dues à l'érosion, notamment sur des terrains en pente, et d'aboutir à l'eutrophisation des eaux.

Pour éviter, respectivement pour réduire l'érosion d'azote, la culture intermédiaire revêt une grande importance. Celle-ci raccourcit les pauses de végétation, tout en augmentant le profit que la culture des plantes tire de l'azote mobilisé. Cet effet de la culture intermédiaire est élucidé par le fait que l'érosion d'azote est la plus élevée dans des conditions dépourvues de toute végétation, et qu'elle est de loin la plus faible sur des terrains herbeux, à cause de la couverture végétale permanente.

Quant à l'engraisement au phosphore, les résultats d'analyse accessibles confirment le fait que le phosphore ne parvient dans les eaux, en provenance des sols de culture, qu'en quantité extrêmement faible. Là, la précipitation localement limitée par l'érosion ou par l'écoulement des précipitations à la surface pendant les pauses de végétation occupe la première place. L'on cherche à y remédier par des mesures et d'amélioration et agricoles, par exemple par l'application de doses de phosphore avant le labourage.

Sur le plan de l'engrais organique, un changement profond s'est opéré ces dernières années, en R.D.A. Avec le passage aux procédés industriels dans la production animale, la production de lisier a sensiblement augmenté, tandis que celle du fumier d'étable a diminué. Quant au stockage, au transport et à l'épandage du lisier, les exigences posées par la protection de l'environnement ont bien augmenté par rapport à l'exploitation du fumier d'étable. Il y a des prescriptions légales visant à l'exclusion totale des eutrophisations locales des eaux de surface et des eaux souterraines. Ces prescriptions résultent de la Constitution de la R.D.A., en vertu de laquelle tous les citoyens, toutes les branches d'industrie et toutes les usines sont obligés de conserver la propreté des eaux et de protéger le paysage. Le dépôt de lisier n'est autorisé que dans des réservoirs imperméables; le transport vers les surfaces d'utilisation doit être effectué au moyen de véhicules ou de conduites excluant toute fuite non contrôlée du lisier. Pour l'engraisement des surfaces utiles,

au lisier, les organes nationaux de l'agriculture et de l'économie des eaux ont fixé des directives obligatoires prévoyant des doses et limites optimales qui tiennent compte de l'espèce de lisier, de la nature du sol et des cultures en place. Des prescriptions particulières pour l'engraisement à l'engrais organique et minéral s'appliquent à des habitats classés région protégée pour la production d'eau potable, région d'inondation, ou station balnéaire.

Les critères d'optimalité établis pour l'engraisement au lisier et aux autres engrais organiques ont été intégrés, au moyen de l'informatique, dans les recommandations pour l'engraisement, spécifiées par l'assolement.

De certains habitats, sans tenir compte de l'espèce des plantes cultivées, font l'objet de restrictions de principe. L'application de lisier est interdite sur des habitats dont le niveau des eaux souterraines est de moins de 0,4 m. Pour des habitats bas, dont le niveau des eaux souterraines varie entre 0,4 et 1,0 m, l'engraisement organique et minéral ne doit pas dépasser 250 kg N/ha, par an. Pour des sols montagneux de faible profondeur, recouvrant des sous-sols karstiques ou crevassés, la quantité totale de l'engraisement est limitée à 300 kg N/ha, par an. Dans le cas d'engraisement au lisier des surfaces en pente qui avoisinent des eaux de surface, il faut respecter des distances allant de 10 à 100 m, selon la déclivité du terrain et la nature du sol.

Dans ces travaux de recherche, la coopération des spécialistes dans les pays membres du Conseil d'entraide Economique a donné des résultats très positifs. L'échange intensif de résultats et les conceptions de recherche communes et concertées permettent de comparer et d'étudier des régions de grande étendue, ce qui accélère l'obtention de connaissances nouvelles.

Quand il s'agit d'augmenter la fertilité du sol et d'intensifier la production des plantes, l'érosion d'azote contenu dans les sols ne peut pas être entièrement éliminée, mais elle peut être bien réduite par des mesures d'engraisement et d'exploitation déterminées. Appliquer ces mesures méthodiquement, en tenant compte de la situation concrète de l'habitat, c'est une tâche qui incombe en commun à l'agriculture, à l'économie des eaux et à la protection de l'environnement.

LA LUTTE CHIMIQUE CONTRE LES PLANTES AQUATIQUES SUPERIEURES ET
LE PHYTOPLANCTON, A L'AIDE D'HERBICIDES

D. KRAMER et G. SCHMALAND

Institut für Wasserwirtschaft, Berlin

République Démocratique Allemande

L'élimination des macrophytes et des algues est nécessaire au maintien du fonctionnement de nombreuses eaux de surface. En outre, elle sert aux fins esthétiques.

Les conditions de terrain au bord des eaux ont pour effet que le faucardage et l'enlèvement des plantes aquatiques ne peuvent pas être mécanisés, ou ne peuvent l'être que de façon peu économique. Cela explique qu'avant l'introduction de procédés nouveaux pour le faucardage de ces plantes, 70 à 80 % des eaux de surface à nettoyer exigeaient un travail manuel pour lequel, cependant, on ne trouvait plus de main-d'oeuvre, par suite de l'augmentation de la mécanisation générale. A l'aide du faucardage biologique des plantes aquatiques, ce n'était qu'une faible partie des eaux qui pouvait être nettoyée. C'est pourquoi, en R.D.A., on fait des efforts. Pour résoudre ce problème de plus en plus, on applique de faucardage chimique.

Nous voyons dans une telle utilisation d'herbicides dans les eaux, et aux bords de celles-ci, une mesure visant à l'aménagement conscient de l'environnement humain. A cet égard, aucune contradiction avec les aspirations de la protection de l'environnement ne doit être tolérée. Nos efforts ont pour objectif de développer des procédés constituant un optimum du point de vue de l'économie nationale entière.

Le développement du procédé et la surveillance de son application ne relèvent donc pas de l'agriculture, celle-ci étant chargée de l'application pratique de faucardage chimique, mais des services hydrologiques. Cela permet d'intégrer dans le procédé, dès l'origine, les aspects de la protection des eaux. Dans ce sens, la sélection des préparations fait l'objet d'une attention spéciale.

Les préparations admises en R.D.A. pour les procédés de traitement chimique des fonds des eaux, c'est-à-dire pour l'élimination des macrophytes émergés, sont réunies au tableau 1.

Comme le montre ce tableau, le procédé s'appuie principalement sur le Dalapon, préparation largement inoffensive du point de vue toxicologique. Il possède une LD_{50} orale aiguë contre les animaux à sang chaud, de l'ordre d'environ 9000 mg/kg, et montre des valeurs de LC_{50} de l'ordre de 7000 -> 10 000 ppm contre les poissons. Pour extirper les espèces dicotyles, on le combine avec 2,4-DP, MCPA ou CMPP. Avec des valeurs de LD_{50} entre 800 et 1000 mg/kg, ces préparations sont, elles aussi, très favorables en ce qui concerne la toxicité orale aiguë contre les animaux à sang chaud. De même, avec des valeurs de LC_{50} entre 300 et 500 ppm, par rapport à la petite quantité appliquée d'environ 0,5 g/m², elles font preuve d'une faible toxicité contre les poissons. Cette relation entre la quantité appliquée et la toxicité est utilisée comme critère principal de sélection: lors de l'application d'herbicides, on calcule la concentration qui se forme dans des eaux d'une profondeur de 30 cm. Le facteur de sûreté s'obtient comme quotient de la LC_{50} , divisée par cette concentration.

Il existe ainsi pour toutes les substances susmentionnées une sûreté de plus de 250 fois contre les effets nocifs sur les eaux. L'herbicide Amitrol, particulièrement indiqué pour le fauchage chimique, mais très contesté à cause de son effet toxicologique sur les êtres humains, n'est utilisé actuellement encore que sous forme de combinaisons, de sorte que de très faibles quantités de substances nocives seulement pénètrent dans les eaux. Pour ces combinaisons, une série de limitations d'application, prescrivant des profondeurs d'eau minimales, des applications aux surfaces partielles ou des stipulations locales établies après avoir consulté des services hydrologiques et hygiéniques, assurent que les herbicides ne produisent pas d'effet secondaire.

Au moyen de la sorption, les gramoxones et les réglones sont très vite éliminés de l'eau et doivent donc être qualifiés de très favorables du point de vue d'hydrotoxicologie. Dans la lutte contre les macrophytes submergés dans les eaux courantes, on essaie en outre par des injections de courte durée que l'écosystème ne soit chargée que pendant 30 minutes au maximum.

Les herbicides et leurs combinaisons de 1 à 6 permettent de lutter efficacement contre les végétations de macrophytes émergés que l'on rencontre en R.D.A.

Les gramoxones et les réglones permettent d'éliminer la flore submergée. Des effets algicides sont obtenus notamment par l'application de gramoxones et de préparations contenant du simazine.

En R.D.A., les substances, les quantités d'application et les directives de leur application sont réglées obligatoirement et selon le standard TGL 24 351/01-02. L'application pratique répondant aux exigences de l'environnement est assurée au moyen de formes d'organisations spéciales, entrant en action lors de la transmission des résultats dans la pratique et du contrôle de leur emploi.

Tableau 1: Herbicides et quantités d'application pour le traitement chimique des fonds

No.	Herbicide, resp. mélange dans le réservoir	Agent	Domaine d'application	Quantité appliquée (g/m ²)
1	Sys 67 Omidel + Sys 67 Prop ¹⁾	Dalapcn + 2,4-DP	V, S, T, Z	4,0 + 0,5
2	Sys 67 Omidel-N + Sys 67 Prop ¹⁾	Dalapcn + 2,4-DP	V, S, T, Z	3,5 + 0,5
3	Sys 67 Omidel + Azaplant + Sys 67 Prop ¹⁾	Dalapcn + Amitrol + 2,4-DP	V, S, T	1,7 + 0,7 + 0,3
4	Sys 67 Omidel + Azaplant-Kombi + Sys 67 Prop ¹⁾	Dalapcn + Simazin + Amitrol + 2,4-DP	V, Z	1,7 + 1,5 + 0,3
5	Azaplant-Kombi	Amitrol + Simazin	V, Z	3,0
6	CKB 1018	Amitrol + Simazin + 2,4-D	V, S, T	3,5
7	Gramoxone	Paraquat	V, S, T	2,5
8	Réglone	Diquat	V, S, T	2,0
9	W 6658	Simazin	Z, T	3,5

Légende

- 1) MGPA ou CMPP également
 V - avant-barrage
 S - lac
 T - étang
 Z - adducteur