©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Osnabrücker naturwiss. Mitt.	10	S. 165 – 187	9 Abb., 4 Tab.	Osnabrück, Dez. 1983

Auswirkungen einer Stärkeabwasser-Verregnung auf den Nährstoffhaushalt und die Vegetation eines Podsol-Braunerde-Waldstandortes

mit 9 Abbildungen und 4 Tabellen

Ulrich Esser *, Rolf Thöle * und Karl-Friedrich Schreiber *

Kurzfassung: Dargestellt werden die Veränderungen eines Podsol-Braunerde-Standortes unter Wald hinsichtlich der Bodeneigenschaften und Vegetation nach ca. 20jähriger Verregnung von Abwässern einer Stärkefabrik.
Bei den chemischen Bodenparametern zeigten sich als Folge der Abwasserverregnung in sich schlüssige und z. T. extreme Auswirkungen auf die Acidität, die Kationengehalte, die Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorvorräte sowie die Mineralisationsdynamik. Die Überdüngung und Eutrophierung des Standortes wurde außerdem durch Vegetationsaufnahmen, die Auswertung ihrer mittleren ökologischen Zeigerwerte sowie Vegetationsanalysen belegt.
Die hier beobachteten Folgewirkungen der Abwasserverregnung im Wald als auch die Auswertung entsprechender Berichte aus der Literatur lassen die Verwendung von Waldflächen zur Abwasserbeseitigung grundsätzlich bedenklich erscheinen.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung 166
2. Der Standort 166
3. Abwasserzusammensetzung und Ausbringung 168
3.1. Zusammensetzung des Stärkeabwassers 168
3.2. Ausbringungsmethode 168
4. Zur Veränderung der Böden im Untersuchungsgebiet 169
4.1. Auswirkungen der Abwasserverregnung auf die horizontkennzeichnenden Merkmale 169
4.2. Veränderungen der Aciditäts- und Nährstoffverhältnisse der Böden . . . 169
4.2.1. Bodenacidität 170
4.2.2. Kationengehalt der Böden 171
4.2.3. Veränderungen der Phosphatformen-Zusammensetzung der Böden . . 173
4.2.4. Kohlenstoff- und Stickstoff-Gehalte der Böden 175
4.2.5. Dynamik der Stickstoffmineralisation 176
5. Die Vegetation des Untersuchungsgebietes 177
5.1. Die Vegetationsveränderungen infolge der Abwasserverregnung 180
5.2. Interpretation der mittleren ökologischen Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen 181
6. Der Einfluß der Abwasserverregnung auf die Nährelements-Spiegelwerte von Vegetationsproben 183
7. Ursachen für die Bestandsschädigung auf der Verregnungsfläche . . . 184
8. Schlußbesprechung 185
Schriftenverzeichnis 186

* Dipl.-Geogr. Ulrich Esser, Dr. Rolf Thöle und Prof. Dr. Karl-Friedrich Schreiber, Lehrstuhl Landschaftsökologie, Institut für Geographie, Robert-Koch-Straße 26-28, D-4400 Münster/Westf.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

1. Einleitung

Der stetig steigende Wasserbedarf privater und industrieeller Verbraucher beinhaltet auch das Problem der schadlosen Beseitigung immer größerer Abwassermengen. Neben der Teilentsorgung durch Kläranlagen werden aber auch heute noch Abwässer und Schlämme aus der Abwasserreinigung auf land- und forstwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht. Eine derartige Lösung der Abfallbeseitigung ist zumeist kostengünstig und erscheint durch die Rückführung von Wasser und Nährstoffen in die natürlichen Stoffkreisläufe als sinnvolles Recycling. Andererseits besteht bei dieser Verwertungsmethode die Gefahr des Eintrags unerwünschter Stoffe in die Ökosysteme (z. B. Schwermetalle, Pestizide, pathogene Keime) oder aber Überlastung und Veränderung derselben (Überdüngung, Nitratauswaschung, Veränderung der standorttypischen Stoffdynamik u. a.).
Entsprechende Veränderungen von Waldökosystemen bis hin zum Absterben ganzer Bestände sind bereits aus der Literatur bekannt. Das gleiche Phänomen trat in dem betrachteten Untersuchungsgebiet im Teutoburger Wald als mögliche Folge einer ca. 20jährigen Verregnung von Abwasser aus der Stärkefabrikation auf. Deren Auswirkungen auf den Nährstoffzustand und die Vegetationsverhältnisse des Ausbringungsgebietes sollen hier dargestellt werden.

2. Der Standort

Das untersuchte Verregnungsgebiet liegt auf dem Südhang des Sandsteinrückens des Teutoburger Waldes, nordwestlich des Ortes Brochterbeck und unterhalb des Hermannsweges beim Dreikaiserstuhl. In diesem Teil des Teutoburger Waldes tritt der bis zu 90 m mächtige Dörenther Sandstein der Unterkreide in markanten Klippen hervor (Dörenther Klippen, Dreikaiserstuhl) und bildet den Kamm des Höhenzuges. Die am Unterhang ausstreichende Grenze des Sandsteins tritt als deutlicher Geländeknick zutage. Hier liegt die untere Begrenzung des Verregnungsgebietes.
Der Dörenther Sandstein ist massiv bis bankig ausgebildet, durchweg sehr weich und feinkörnig (< 0,5 mm). Die Schichten fallen süd-südwestlich mit 34 – 40° ein, Streichrichtung ist Südost-Nordwest. Das klüftig verwitternde Material bildet einen guten Kluftwasserleiter, die Porenwasserleitfähigkeit ist demgegenüber gering (THIERMANN 1970).
Relativ höhenparallel streichen am Fuß des Dörenther Sandsteins die Schichten des Mittelalb, bestehend aus schwach sandigen Ton- und Tonmergelsteinen, aus. Ohne scharfen petrographischen Wechsel gehen diese allmählich in die Flammenmergel des Oberalb über.
Die Böden des Gebietes werden aus mehr oder minder stark podsolierten Braunerden oder Podsolen gebildet. Die ersteren weisen Entwicklungstiefen von ca. 1 m mit rohhumusartiger Humusauflage auf. Alle Böden sind bis in den Oberboden stark steinig. Der Feinboden ist ein schwach schluffiger Fein- bis Mittelsand (80 % Sand, 18 % Schluff, 2 % Ton). Im Kuppen- und Oberhangbereich stehen Braunerde-Podsole bis Podsole an mit z. T. bis zu 40 cm mächtigen gebleichten Horizonten und einer Humusauflage, die die Merkmale des rohhumusartigen Moders und des Rohhumus aufweist. Hangabwärts nimmt die Intensität der Podsolierung deutlich ab, die Bleichhorizonte werden geringmächtiger und der Ausprägungsgrad

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

der Bsh-Horizonte wird deutlich geringer. Am Unterhang des Sandsteinzuges hat sich über dem dort anstehenden Tonstein ein mehr als 1 m mächtiges Kolluvium aus Sand mit einem geringen Skelettanteil gebildet. Steht der Tonstein in weniger als 1 m Tiefe an, so weisen diese Böden neben der üblichen Braunerde-Dynamik stellenweise eine geringe Pseudovergleyung auf (DUBBER 1977).

Die typische Vegetation der Krautschicht wird in diesem Bereich des Sandsteinrückens durch Säure- und Magerkeitszeiger wie *Deschampsia flexuosa, Vaccinium myrtillus* und vereinzelt durch *Calluna vulgaris* gebildet, während in dem Bauernwald *Betula pendula, Quercus robur* und seltener auch *Fagus sylvatica* den Gehölzbestand prägen. Diese den Birken-Eichenwäldern der Ebene ähnliche Waldgesellschaft ist im Verregnungsgebiet teilweise, ansonsten aber überwiegend durch Kiefernforste ersetzt.

Die klimatischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet ergeben sich aus der Lage des Teutoburger Waldes zu den westlichen und südwestlichen regenbringenden Winden. Dabei erhalten die Höhen mit ca. 850 mm/Jahr weitaus mehr Niederschläge als die Umgebung. Die Niederschlagsverteilung hat ihr Maximum im August – Ausdruck für die Ozeanität –, das Minimum im April/Mai.

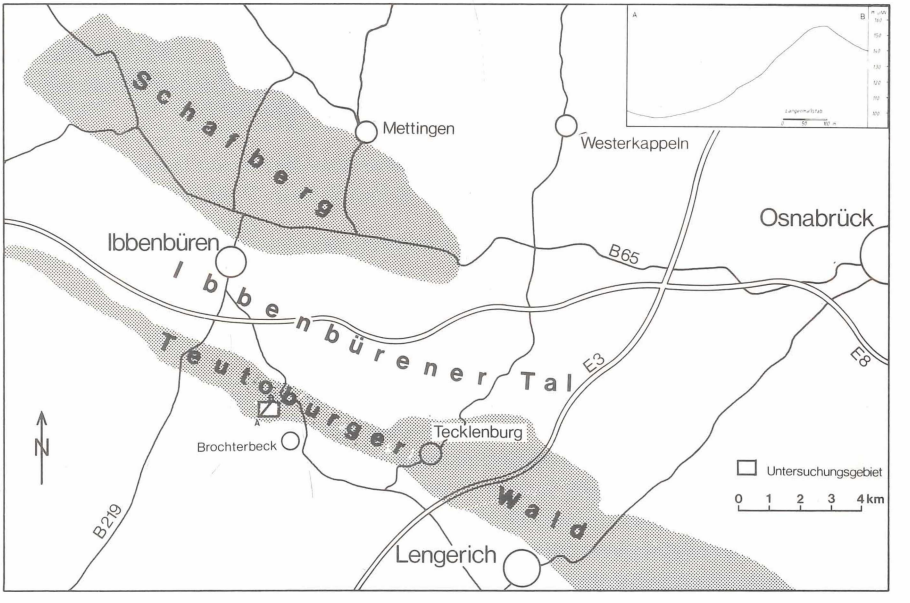


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes mit einem Profilschnitt

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

3. Abwasserzusammensetzung und Ausbringung

3.1 Zusammensetzung des Stärkeabwassers

Hinsichtlich seiner Zusammensetzung ist das Stärkewasser für die Ausbringung auf land- und forstwirtschaftlichen Nutzflächen unter bestimmten Aspekten unbedenklicher als kommunales Abwasser, da dem Stärkeabwasser so unerwünschte Beimengungen wie Schwermetalle, schwer abbaubare oder toxische Chemikalien und pathogene Keime fehlen. Bei der Weizenstärkefabrikation gehen lediglich die aus dem Weizenmehl stammenden Substanzen in das Abwasser über.
Die übliche Zusammensetzung der Abwassertrockensubstanz wird wie folgt angegeben (MÜLLER-MANGOLD 1952):

Stärke und organische Nichteiweißstoffe	67 %
Eiweiße	25 %
Mineralstoffe	8 %

Diese Abwässer gehen sehr schnell in saure Gärung über, wobei sich aus Kohlenhydraten niedermolekulare organische Säuren und aus den Eiweißstoffen neben Ammoniak und weiteren organischen Stickstoffverbindungen auch Schwefelwasserstoff bilden. Zur Neutralisation werden die Abwässer stark aufgekalkt, wobei jedoch nach längerer Verweilzeit in den Absetzteichen der pH-Wert von 8-9 wieder auf 5-6 abfällt (MÜLLER-MANGOLD 1952, SIERP 1967). Die durchschnittlichen Konzentrationen der einzelnen Nährelemente sind in Tab. 1 zusammengefaßt.
Im Unterschied dazu sind in kommunalen Abwässern die Elementgehalte weitaus geringer, in Klärschlämmen jedoch höher. Als besondere Charakteristika des Stärkeabwassers sind vor allem die hohe Stickstoffracht sowie die starke organische Belastung anzusehen (BSB_5: 4529-6900 mg/l; $KMnO_4$-Verbrauch bis 10200 mg/l) (MEINCK et al. 1968).

Element	Konzentration (mg/l)
N_t	7oo
P	13o
K	45o
Ca	14oo
Mg	139
Na	7

Tab. 1:
Durchschnittliche Elementkonzentration des Stärkeabwassers (Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe 1979)

3.2. Ausbringungsmethode

Das Abwasser wurde etwa seit 1960 über Regnerleitungen mit Schwinghebelregnern auf der Waldfläche verregnet, wobei in den letzten Jahren 250 mm/Jahr bei maximalen Einzelgaben von 45 mm im Rahmen einer wasserbehördlichen Erlaubnis vorläufig genehmigt waren (mündl. Mitteilung, Kreis Steinfurt). Über die im Laufe des gesamten Beregnungszeitraumes von etwa 20 Jahren ausgebrachten Mengen pro Hektar und dem damit verbundenen Nährelement-Eintrag waren keine Daten zu erhalten.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

4. Zur Veränderung der Böden im Untersuchungsgebiet

4.1. Auswirkungen der Abwasserverregnung auf die horizontkennzeichnenden Merkmale

Wie oben erwähnt, liegt das Verregnungsgebiet weitgehend in der, im oberen Teil etwa 10-15 % geneigten Hangzone mit mäßig bis stark podsolierten Braunerden. Die deutlichsten Auswirkungen der Abwasserverregnung auf die im Profil makroskopisch ansprechbaren Merkmale zeigen sich in der Art und Mächtigkeit der organischen Auflage. Diese wurde trotz der Verregnung auf stark geneigtem Gelände nicht erodiert, sondern erfuhr eine deutliche Zunahme.
Aus der ursprünglichen Humusform ,,rohhumusartiger Moder" bis ,,Rohhumus" hat sich durch die Intensivierung der biologischen Zersetzung und durch den vermehrten Bestandesabfall (infolge der Vegetationsveränderung) ein über 15 bis 20 cm mächtiger mullartiger Ah-Horizont gebildet.
Durch die Aktivität der Bodenfauna – auf dem beregneten Standort fanden sich im Gegensatz zu den unberegneten Vergleichsflächen zahlreiche Regenwürmer – wurde die organische Auflage größtenteils mit Mineralbodenmaterial durchsetzt. Dabei nimmt der Mineralbodengehalt – Bleichsand des Ae-Horizontes – nach oben hin stark ab. Stellenweise liegt, mit einer scharfen Grenze zum Mineralboden, über dem Ah-Horizont auch noch rein organisches Material.
Da die organischen und mineralischen Anteile aufgrund der geringen Tongehalte keine organo-mineralischen Verbindungen bilden konnten, ist diese Humusform am ehesten als Sandmull anzusprechen. Vergleichbare Veränderungen der organischen Auflage infolge Gemüse- bzw. Stärkeabwasserverregnung beobachteten auch LITTLE et al. (1959) und DÜMMLER (1981).
Die Grenze zum Ae-Horizont bleibt scharf ausgeprägt; ursprünglich vorhanden gewesene Aeh- oder Ahe-Horizonte sind jedoch nicht mehr erkennbar. Bei Profilen mit ausgeprägten Ae-Horizonten zeigt sich durch die Verregnung eine ,,Verbraunung". Diese Erscheinung läßt sich bis zu 15 cm im oberen Bereich der Ae-Horizonte verfolgen. Im darunterliegenden Teil der Eluvialhorizonte sind noch die farblich helleren, unveränderten Bereiche vorhanden. Die ursprüngliche Vermutung, die Verbraunung sei nur durch eingewaschene organische Substanz bedingt, ließ sich durch Vergleiche der C- und N-Gehalte beregneter und unbeeinflußter Böden nicht einwandfrei bestätigen.

4.2 Veränderungen der Aciditäts- und Nährstoffverhältnisse der Böden

Um die Auswirkungen der Abwasserverregnung auf die chemischen Parameter der Böden zu erfassen, werden die Analysen-Ergebnisse beregneter und unberegneter Standorte gegenübergestellt. Die Untersuchungsmethodik richtete sich nach den bei SCHLICHTING & BLUME (1966) angegebenen Verfahren. Gesamtstickstoff und Kohlenstoff wurden mit dem Autoanalyser (Erba Science 1400), die einzelnen Phosphatfraktionen über den Trennungsgang nach CHANG und JACKSON (FASSBENDER & AHRENS 1977) ermittelt. Die Analyse der Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) und der Vegetationsproben erfolgte ebenfalls nach den bei FASSBENDER & AHRENS (1977) angegebenen Methoden.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

4.2.1. Bodenacidität

Typische Ergebnisse der pH-Wert-Messungen sind in Abb. 2 wiedergegeben. Bei den unbeeinflußten Vergleichsböden liegen die pH-Werte der Humusauflage im stark sauren Bereich von pH 2,7 bis 3,0. Im Mineralboden steigen die Werte mit zunehmender Tiefe bis auf 4,4 im Cv-Horizont an. Damit liegen die Böden im stark bis extrem sauren Bereich. Diese Werte gelten auch für die kolluvialen Böden im unteren Hangbereich.
Durch den hohen Basengehalt des Abwassers, vor allem Kalzium, und in Abhängigkeit von den ausgebrachten Mengen sind die pH-Werte der beregneten Böden hochsignifikant im gesamten Profilbereich gestiegen. Da die Abwasserversorgung nicht gleichmäßig auf die Fläche verteilt erfolgte, ergaben sich jedoch bei den einzelnen Probennahmenpunkten recht deutliche Differenzen der pH-Werte. Im Mittel läßt sich ein Einfluß des Abwassers auf den pH-Wert bis in etwa 80 cm Tiefe nachweisen.
Andere Untersuchungen über den Einfluß von Abwässern, Klärschlämmen und Komposten auf den Boden-pH zeigen ebenfalls eine von Alkalität und Menge der eingebrachten Stoffe deutliche Anhebung der Werte (z. B. LITTLE et al. 1959, SCHWARZ & ZUNDEL 1975, HÜSER 1977, MOLL et al. 1977).

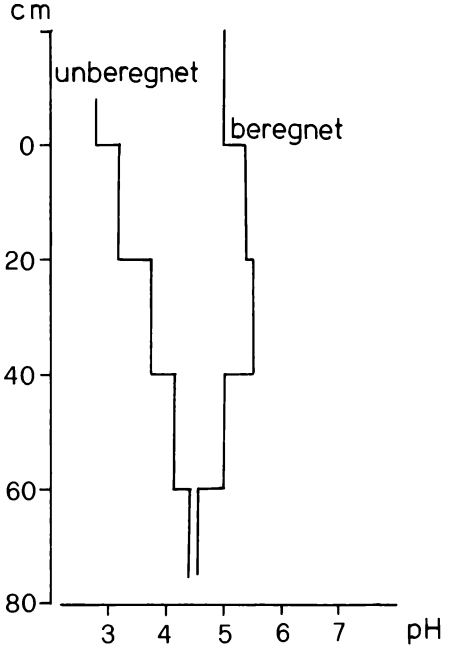


Abb. 2:
Tiefenfunktion der pH-Werte auf unberegneten und beregneten Standorte (Mittelwerte)

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

4.2.2. Kationengehalte der Böden

Aus der Menge der Gesamt-Kationen wurden als austauschbare Kationen (nach MEHLICH bei pH 8,2) die Gehalte an Ca, K und Na, von denen der Gleichgewichtsbodenlösung Ca, K, Na, Mg und Al bestimmt.
Die Verteilung der austauschbar gebundenen Kationen im Profil beregneter und unberegneter Standorte ist in den Abb. 3a und 3b wiedergegeben.
Am stark versauerten, nicht beregneten Vergleichsstandort sind die wesentlichen austauschbaren Vorräte der drei Elemente in der Humusauflage gebunden. Die demgegenüber sehr geringen Gehalte im Mineralboden nehmen mit zunehmender Tiefe kontinuierlich ab.

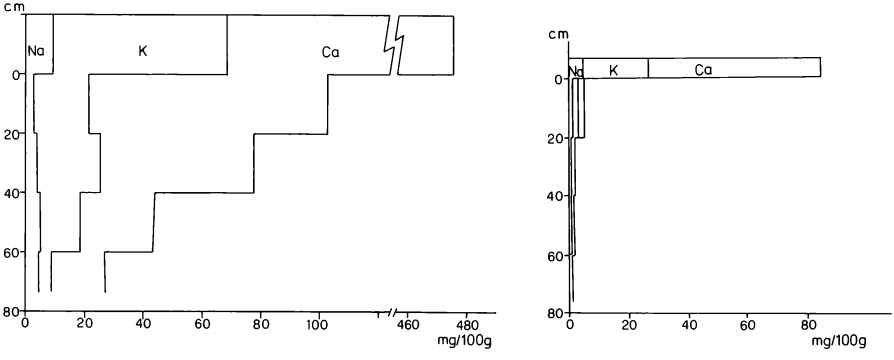
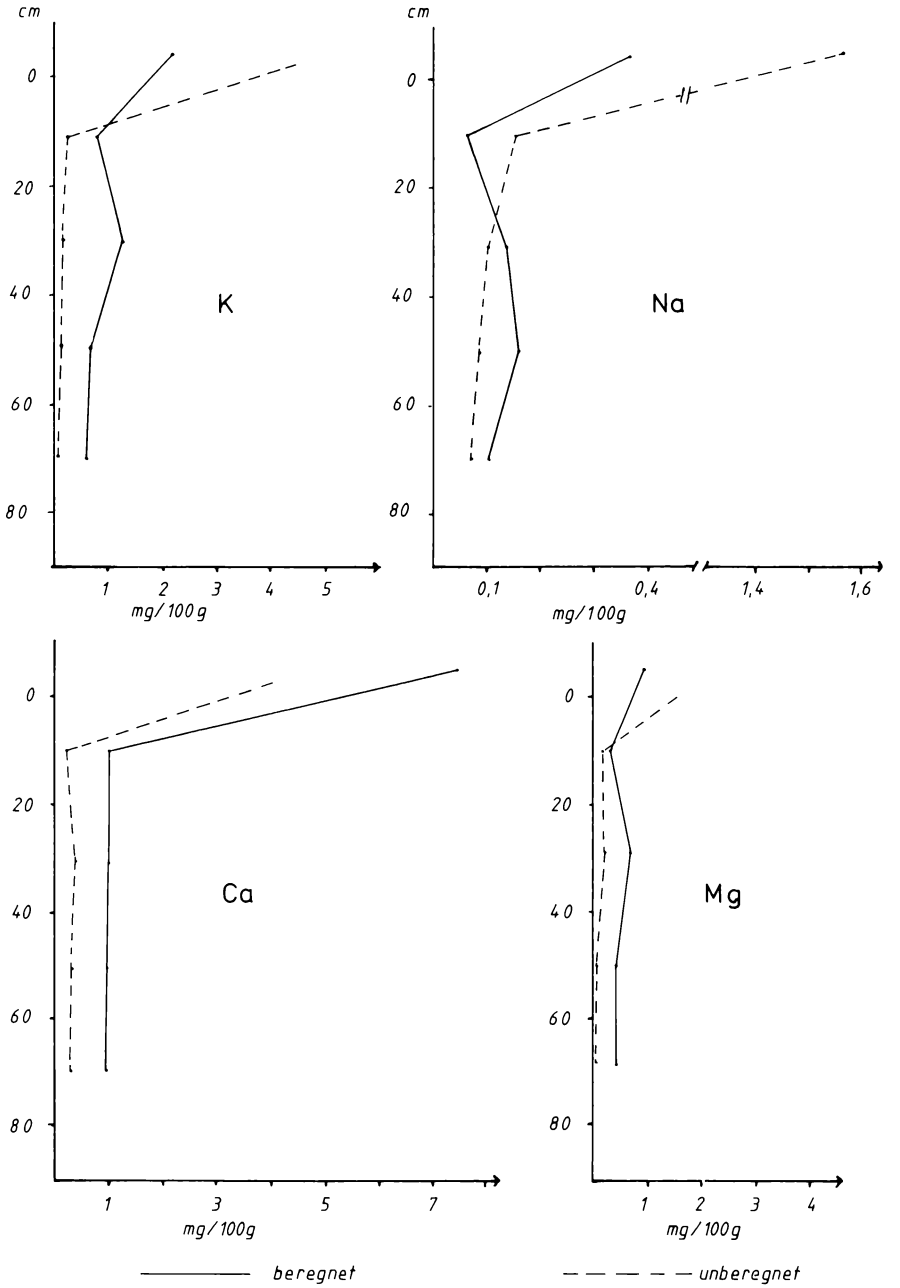


Abb. 3: Tiefenfunktion der austauschbaren Kationengehalte in der Verregnungsfläche (3a, links) und der unberegneten Vergleichsfläche (3b, rechts) (Summendarstellung; jeweils Mittelwerte von 15 Standorten)

Mit der Abwasserverregnung wurden dem Boden vornehmlich Kalzium (35 mmol/l), das größtenteils aus der Abwasserneutralisation stammt, sowie Kalium (11,5 mmol/l), Magnesium (5,8 mmol/l) und fast vernachlässigbare Mengen an Natrium (0,3 mmol/l) zugeführt. Dieses basenreiche Abwasser bewirkte signifikante Erhöhungen der Kalzium- und Kalium-Gehalte im gesamten Profil. Jedoch wurde Kalzium aufgrund seiner höheren Bindungsenergie, seiner deutlichen Bindungspräferenz gegenüber organischer Substanz und auch höheren Konzentration im Vergleich zu den übrigen Elementen besonders in der Humusauflage sorbiert. Kalium wird infolge der genannten Konkurrenzreaktion am Austauscher stärker in tiefere Horizonte verdrängt, und erfährt eine gewisse Anreicherung bei 20 – 40 cm Tiefe. Veränderungen der Natriumgehalte im Oberboden waren nicht signifikant, wohl aber eine Anreicherung in tieferen Horizonten aus den oben für Kalium angeführten Gründen.
Noch deutlicher wird die Verschiebung der Kationengehalte anhand der Analyse der Gleichgewichtsbodenlösung, deren Ergebnisse in Abb. 4 wiedergegeben sind. Die für diese Untersuchungen verwendeten Proben wurden jedoch ein halbes Jahr später als die übrigen genommen.

Abb. 4: Tiefenfunktionen der Kationengehalte der Gleichgewichtsbodenlösung (Mittelwerte ▷ von jeweils 15 Standorten)

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.



Auch hierbei zeigten sich die – im Vergleich zum unbegrenzten Standort – wesentlich höheren Gehalte an Kalzium in allen Horizonten. Deutlich ist auch die Verdrängung der einwertigen Kationen aus den oberen Horizonten und die relativ verstärkte Anreicherung von Kalium in 20 – 40 cm Tiefe, sowie die von Natrium in 40 – 60 cm Tiefe.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Freie Aluminium-Ionen ließen sich in der GBL des unberegneten Standortes mit geringer werdender Konzentration bei zunehmender Tiefe nachweisen. Bekanntermaßen werden mit zunehmender Bodenversauerung, insbesondere wenn der pH-Wert der Bodenlösung unter 5 sinkt, zunehmend Al^{3+}-Ionen aus den Gittern der Silikate freigesetzt. Die freien Al-Ionen in der Bodenlösung tauschen dann auch andere Ionen (Ca, Mg, K) an den Ladungsplätzen aus. In der GBL des beregneten Standortes trat hingegen kein freies Aluminium auf. Hierfür sind verschiedene Gründe ausschlaggebend. Einerseits sind infolge der Abwasserverregnung die pH-Werte der Böden stark angehoben, Al-Ionen werden dabei als Al-Hydroxide ausgefällt. Andererseits wurden dem Boden hohe Phosphatmengen zugeführt, wobei die Orthophosphate mit Al-Ionen schwerlösliche Verbindungen bilden konnten (vergl. Kap. 4.2.3.). Schließlich ist noch davon auszugehen, daß am Austauscher gebundenes Aluminium durch die hohe Kationenkonzentration des Abwassers verdrängt und anschließend als Hydroxid oder Phosphat gefällt wurde.
Veränderungen in der Kationenzusammensetzung der Böden durch Abwasser-, Klärschlamm oder Kompostanwendungen sind ebenfalls schon in der Literatur beschrieben (u. a. KARDOS & SOPPER 1973, SOMMER 1976, HÜSER 1977, MOLL et al. 1977). Da jedoch diese Abfallstoffe kommunaler Herkunft ein gänzlich anderes Verhältnis der Kationen untereinander, dabei zumeist mit hohen Natriumgehalten, aufweisen, ist ein direkter Vergleich mit den dabei gefundenen Ergebnissen nur schwer möglich. Am ehesten lassen sich hierfür die Ergebnisse der Untersuchungen von LITTLE et al. (1959) heranziehen, da das in diesem Fall verregnete Gemüsefabrik-Abwasser vor allem mit Kalzium und Kalium angereichert war. Die dort beschriebenen Bodenanalysen ergaben ebenfalls eine starke Kalziumanreicherung in den oberen 15 cm des Bodens. Auch die Kaliumwerte nahmen hier um das 10fache zu, in den nächsten 15 cm um das 4fache und erfuhren in den 30 cm des B-Horizontes nochmals eine Anreicherung um das 6fache der ursprünglichen Werte. Hier zeigen sich also ähnliche Tendenzen im Verhalten der Kationen wie bei unseren Untersuchungsergebnissen.

4.2.3. Veränderungen der Phosphatformen-Zusammensetzung der Böden

Das Verteilungsmuster der Phosphatformen zeigt für den unberegneten Standort infolge langandauernder Bodenentwicklung im gemäßigt humiden Klima die hierfür typische Zusammensetzung (Abb. 5).
Mit der zunehmenden Versauerung eines Standortes führt die Umwandlung der verschiedenen Phosphate entsprechend ihrer unterschiedlichen Stabilität bei abnehmenden pH-Werten über die Kalzium-, Aluminium- und Eisen-Phosphate zu den Endformen der okkludierten und organisch gebundenen Phosphate. Eng verknüpft mit diesem Formenwandel ist die Phosphatverteilung im Profil. Im Verlauf der Pedogenese wird das mobilisierbare Phosphat im Wurzelraum von der Vegetation aufgenommen und über den Streufall in organisch gebundener Form auf der Bodenoberfläche deponiert. Da praktisch keine Verlagerung mit dem Sickerwasser stattfindet, wird letztlich das gesamte mineralisierbare Phosphat im oberen Horizont akkumuliert (ULRICH 1975).
Die maximalen P-Gehalte treten im Oberboden als zu 88 % in organisch gebundener Form auf. Entsprechend der raschen Abnahme der organischen Substanz mit der

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

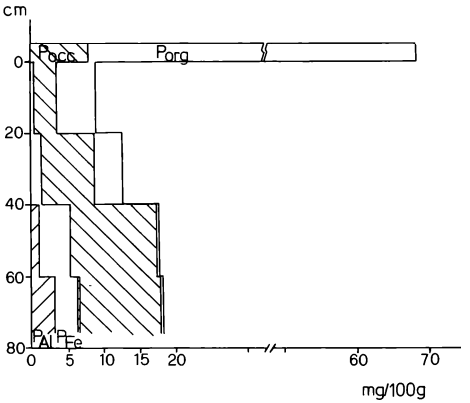


Abb. 5:
Phosphatfraktionen des unberegneten Standortes

Tiefe und dem Ansteigen der pH-Werte ändert sich die Zusammensetzung der P-Formen. Der überwiegende Phosphat-Anteil im Mineralboden liegt in okkludierter Form vor, in den weniger stark versauerten Horizonten treten schließlich noch entsprechend ihrer Stabilität Eisen-, Aluminium- und, in Spuren, Kalzium-Phosphate auf. Leichtlösliche Phosphate (NH_4Cl-Fraktion) sind im gesamten Profil nicht nachweisbar. Das weite C/P_{org}-Verhältnis von 625 in der organischen Auflage entspricht wiederum der Humusform „rohhumusartiger Moder".

In Abb. 6 sind die Phosphatfraktionen des beregneten Standortes wiedergegeben. Die mit dem Stärkeabwasser eingebrachten Phosphate liegen im wesentlichen in organischer Bindung vor. Durch die hohe biologische Aktivität am Standort (vergl. 4.2.5.) werden diese Verbindungen schnell mineralisiert, und es stellt sich eine den veränderten Standortbedingungen entsprechende Phosphatformen-Verteilung ein. Dabei hat der Gesamtphosphathaushalt gegenüber dem Vergleichsstandort um ein Vielfaches zugenommen. Der Hauptanteil der zugeführten Phosphate verbleibt im Oberboden. Die erhöhten Werte für organische Phosphate im Ah-Horizont erklären sich einerseits durch die mechanische Ausfilterung von Abwasserschwebstoffen, andererseits durch die Pumpwirkung der Vegetation. Hierdurch ist insbesondere das C/P_{org}-Verhältnis im Humushorizont stark verengt worden und liegt bei Werten von ca. 100; dies entspricht den C/P-Werten der Humusform „Mull" und deutet auf die gute P-Versorgung der Vegetation hin.

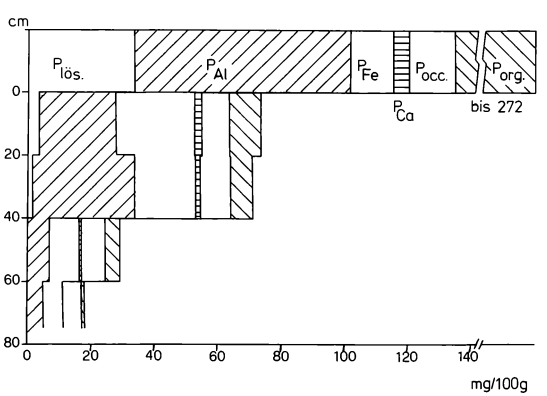


Abb. 6:
Phosphatfraktionen des beregneten Standortes

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Das ursprünglich hohe Angebot an Aluminium und Eisen in der Bodenlösung bei niedrigem pH-Wert führte zu einer raschen oberflächennahen Ausfällung der eingebrachten Phosphate. Ebenso erfolgte eine spezifische Bindung an die Al- und Fe-Oxide des Mineralkörpers, wodurch die überwiegenden Phosphatmengen in den oberen 60 cm gebunden wurden.
Durch die mit dem Abwasser gleichzeitig ausgebrachten relativ hohen Mengen an Kalzium und den Anstieg des pH-Wertes war zudem die Bildung geringerer Mengen an Kalzium-Phosphaten möglich. Diese stellen aber in dem letztlich doch leicht sauren Milieu keine stabile Komponente dar und werden als erste wieder in Lösung gehen. Schließlich ließen sich im Gegensatz zum unberegneten Standort auch noch leicht lösliche Phosphate, vor allem im Humushorizont, nachweisen. Diese dürften aus der Mineralisierung der organischen Fraktion sowie der leicht löslichen Komponente der Kalzium-Phosphate herrühren.
Der Einfluß des Abwassers macht sich bis in 60 cm Tiefe bemerkbar. Dort entsprechen die P-Fraktionen wieder denen unberegneter Vergleichsflächen. Diese doch relativ weitreichende Tiefenwirkung des Abwassers ist vor allem auf die hohe Wasserdurchlässigkeit der Böden und die dadurch bedingten kurzen Kontaktzeiten zwischen perkolierendem Abwasser und Bodenmatrix zurückzuführen. Außerdem verhindert der relativ geringe Sesquioxidgehalt des Mineralkörpers die rasche Retention der Phosphate (vergl. HOOK et al. 1973).
Der Durchbruchspunkt für Phosphate war jedenfalls nach 20jähriger Abwasserverregnung noch nicht erreicht. Auch die von SOMMER et al. (1977) diskutierte Möglichkeit der P-Auswaschung konnte von uns nicht beobachtet werden. Analysen von Grund- und Oberflächenwässern aus dem Einzugsbereich des Verregnungsgebietes ließen keine erhöhten P-Gehalte erkennen. Insgesamt entspricht die Tiefenverteilung den aus der Literatur bekannten Verhältnissen (LITTLE et al. 1959, SCHMIDT et al. 1972, HOOK et al. 1973, FASSBENDER et al. 1978).

4.2.4. Kohlenstoff- und Stickstoff-Gehalte der Böden

Der Wandel der Humusform durch die Zufuhr C- und N-reichen Abwassers spiegelt sich ebenfalls in den C- und N-Gehalten sowie dem C/N-Verhältnis der Böden wieder. Die Analysenergebnisse sind in Tab. 2 zusammengefaßt.
Die Kohlenstoffgehalte unberegneter Vergleichsstandorte liegen im Oh/Ah-Horizont bei etwa 36 %, die Werte für Gesamtstickstoff bei 1,4 %. Damit beträgt das C/N-Verhältnis etwa 25. Die C/N-Werte der Einzeluntersuchungen schwanken zwischen 23 und 33 und entsprechen somit der vorgefundenen Humusform (rohhumusartiger Moder) (vgl. REHFUESS 1981). Im Mineralboden liegen die C-Werte unter 1 % und zeigen mit zunehmender Tiefe fallende Tendenz. Lediglich durch Huminstoffverlagerungen im Profil können in Ahe- und Bhs-Horizonten nochmals C-Werte von mehr als 1 % auftreten. Entsprechende Tendenzen weisen die N-Gehalte des Mineralbodens auf. Die Abnahme ist weniger deutlich ausgeprägt, so daß sich in den unteren Horizonten aufgrund der Bildung stabiler Humusverbindungen engere C/N-Verhältnisse ergeben.
Mit der Verregnung und dem damit verbundenen Vegetationswechsel haben sich die C-Gehalte im Ah-Horizont relativ verringert. Diese Abnahme läßt sich durch den höheren Mineralanteil und das veränderte spezifische Gewicht des Bodenmaterials

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 2: Gesamt-Kohlenstoff-, Gesamt-Stickstoff-Gehalte und C/N-Verhältnisse beregneter und unberegneter Standorte

Horizont	Boden unberegnet			Boden beregnet		
	C_t %	N_t	C/N	C_t %	N_t	C/N
Oh/Ah (2o cm)	36,1	1,4	25,7	15,3	1,3	11,7
Ahe (o-2o cm)	1,o	o,o3	33,3	1,o	o,o6	16,7
Bsh(2o-4o cm)	1,o	o,o3	33,3	o,6	o,o4	15,o
Bv (4o-6o cm)	o,3	o,o2	15,o	o,4	o,o4	1o,o
Cv (> 6o cm)	o,o7	o,oo6	11,7	o,2	o,o2	1o,o

erklären. Andererseits hat die Mächtigkeit des Ah-Horizontes zumeist auf ca. 20 cm zugenommen, im Gegensatz zu den Vergleichsstandorten mit Oh-Lagen von maximal 4 cm und einer Mächtigkeit der organische Substanz enthaltenden Horizonte von höchstens 10 cm. Eine Zunahme der C-Gehalte im tieferen Mineralboden läßt sich nicht absichern.
Es bestätigt sich auch hier wiederum die Ausfilterung, vor allem der organischen Abwasserschwebstoffe, durch die oberste Bodenschicht.

4.2.5. Die Dynamik der Stickstoffmineralisation

Die Stickstoff-Nettomineralisation bietet ein Maß für die biologische Aktivität am Standort. Diese ist vor allem abhängig vom Gesamt-Stickstoffgehalt und damit dem C/N-Verhältnis, den Gehalten an Kalzium, Kalium und Phosphor sowie der Durchlüftung und dem Feuchtigkeitsgehalt des Bodens (KRIEBITZSCH 1978). Da besonders diese Nährstoffe mit dem Abwasser zugeführt wurden, hat sich sowohl die Art der Mineralisation als auch ihre Intensität deutlich verändert. Hinzu kommt, daß der Abwasserstickstoff vorwiegend als Proteinstickstoff vorliegt, der im Vergleich zu anderen N-Bindungsformen sehr leicht dem mikrobiellen Abbau zugänglich ist (OTTOW 1978). Desgleichen ist der mit der Vegetationsveränderung auftretende Bestandesabfall nitrophiler Arten sehr gut mineralisierbar.
Die unterschiedlichen Mineralisationstypen sind in Abb. 7 dargestellt. Auf dem stark sauren, oligotrophen, unberegneten Standort überwiegt die Ammonifikation; die Mineralisationsrate beträgt im Durchschnitt der untersuchten Proben 14 ppm N-min/Woche. Eine völlig veränderte Dynamik weist die Verregnungsfläche auf. Hier herrscht Nitratnachlieferung vor, die Mineralisationsrate steigt im Mittel auf 21 ppm, in Einzelfällen sogar auf 37 ppm N-min/Woche.
Diese Typen unterschiedlicher Mineralisationsdynamik entsprechen den theoretisch zu erwartenden. Auf dem sauren Standort mit schlechter Nährstoffversorgung und weitem C/N-Verhältnis wird die Nitrifikation stark beeinträchtigt (ZÖTTL 1960, KRIEBITZSCH 1978). Der Mineralisationsverlauf auf der Verregnungsfläche mit seinem hohen kontinuierlichen Anstieg und fast ausschließlicher Nitratnachlieferung entspricht etwa dem von RUNGE (1974) beschriebenen Typus auf saurer Braunerde mit einem Maximalwert der NO_3-Nachlieferung von 25 ppm N-min/Woche.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

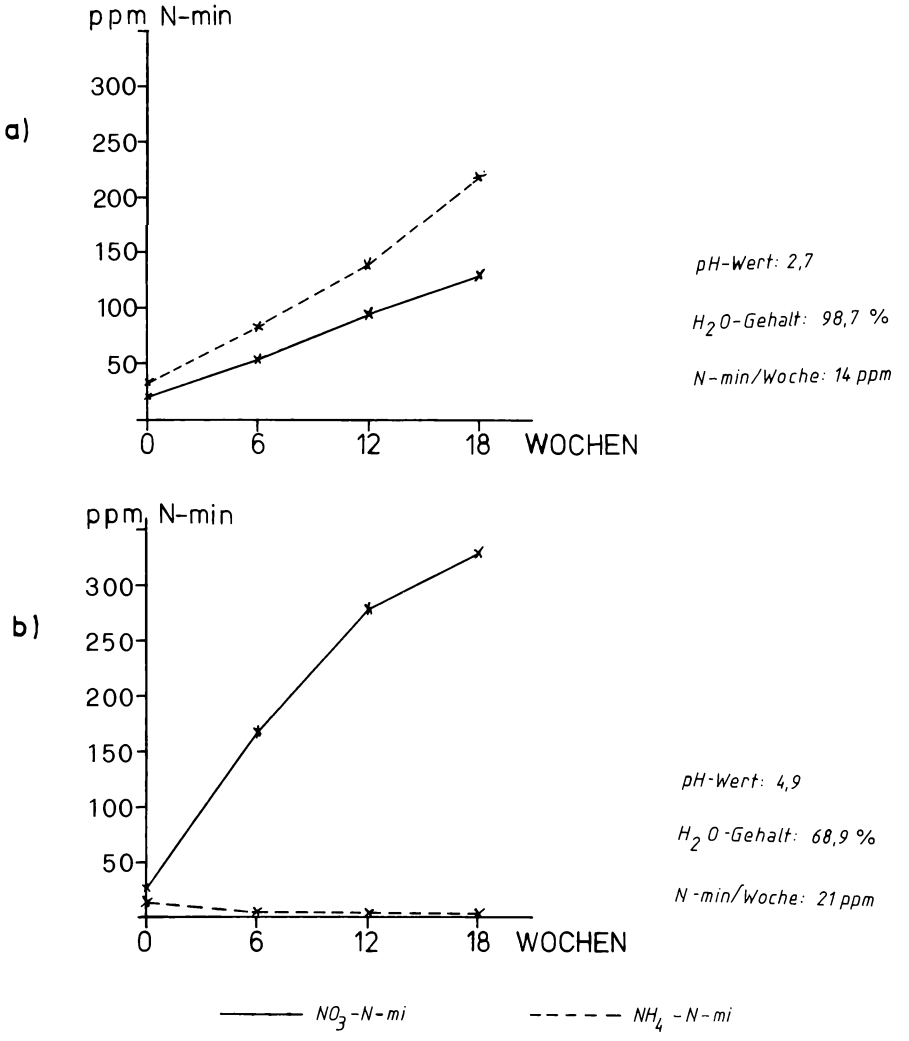


Abb. 7: Stickstoffnettomineralisation bei Laborbebrütung, Probematerial aus dem Ah- bzw. Oh-Horizont unberegneter (a) und beregneter (b) Standorte

5. Die Vegetation des Untersuchungsgebietes

Schon der bloße Augenschein bei der Untersuchung der Beregnungsfläche ließ erkennen, daß die Vegetation sich unter dem Einfluß der Abwasserverregnung deutlich und weitreichend verändert hatte. Um diese Änderungen der Vegetation erfassen und bewerten zu können, wurde diese sowohl auf der Verregnungsfläche als auch auf vergleichbaren unberegneten Standorten aufgenommen und kartiert. Die

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Kartierung erfolgte 1980. Die einzelnen Aufnahmeflächen umfaßten in der Regel 100-200 m^2. Ihre Standorte sind in der Vegetationskarte (Abb. 8) vermerkt. Flächen mit ähnlicher Vegetationsdecke wurden in der Karte zu Vegetationseinheiten zusammengefaßt.

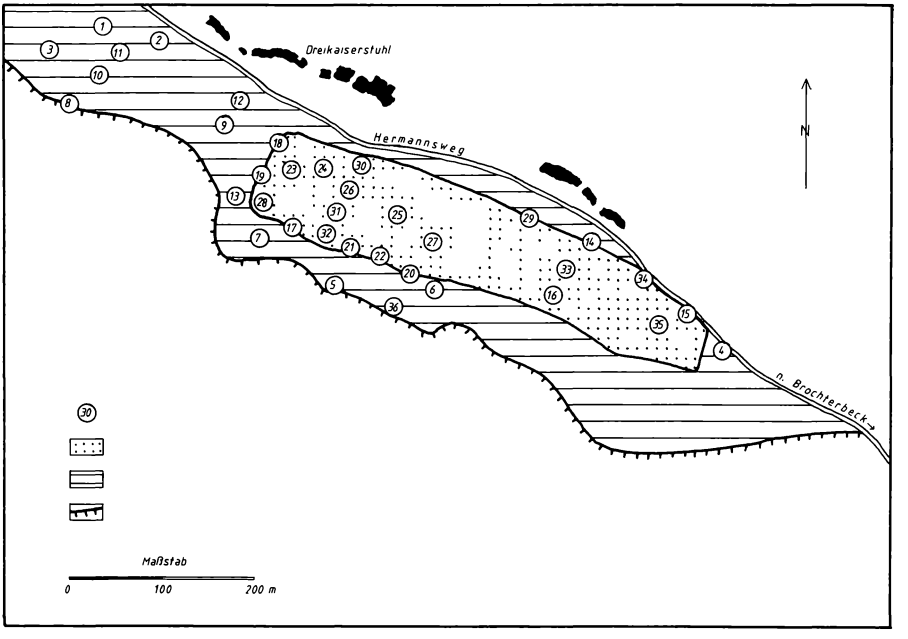


Abb. 8: Karte der Vegetationseinheiten des engeren Untersuchungsgebietes

In Tab. 3 sind von den insgesamt 67 Aufnahmen 36 aufgelistet. Die Abschätzung der prozentualen Deckungsgrade erfolgte in sechs Stufen (+,1-5) in Anlehnung an BRAUN-BLANQUET (1964). Die Nomenklatur der Arten richtet sich nach OBERDORFER (1979), ebenso die Angaben über die Zeigereigenschaften der jeweiligen Art. Zudem sind in der Vegetationstabelle die Zeigerwerte der Arten für Licht, Feuchtigkeit, Bodenreaktion und Stickstoff angegeben (ELLENBERG 1979).
Da in diesem Fall keine pflanzensoziologisch-systematische Auswertung der Vegetationsaufnahmen vorgesehen war, sondern eine ökologische, erfolgte die tabellarische Anordnung der gefundenen Arten anhand der Zeigerwerte nach ELLENBERG (1979). Damit ließen sich ökologische Artengruppen zusammenstellen, ähnlich wie sie auch vom ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG (1978) angegeben sind. So lassen sich die Standorte und ihre Veränderungen einmal anhand dieser ökologischen Artengruppen charakterisieren, zum anderen können die standörtlichen Differenzen durch die mittleren Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen demonstriert werden, die in den Säulendiagrammen der Abb. 9 wiedergegeben sind. Die mittleren Zeigerwerte wurden unabhängig vom Deckungsgrad der jeweiligen Art errechnet, da dieser nicht nur eine Folge der Umweltbedingungen, sondern auch der genetisch fixierten Lebens- und Wuchsform der einzelnen Art sind (vgl. ELLENBERG 1979).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 3: Vegetationstabelle

Nr. der Aufnahme	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36[2]
Größe der Aufnahmefläche (m^2)	je 200													je 50									je 100													20
Deckungsgrade (%)																																				
Baumschicht	60	60	20	80	50	70	70	80	70	75	60	80	70	90	90	60	40	90	50	60	10	50	5	5	5	-	1	5	60	5	-	2	-	2	-	60
Strauchschicht	40	5	40	10	5	10	5	20	1	20	10	20	10	5	20	5	10	5	5	10	5	5	2	2	-	1	1	2	-	1	-	1	-	1	-	2
Krautschicht	90	95	100	80	60	50	20	15	80	80	70	80	25	60	40	80	80	80	100	100	90	80	100	100	100	100	100	100	80	100	100	100	100	100	100	60
Baumschicht																																				
Fagus sylvatica	+	.	2	2	.	2	3	3	.	.	.	+	1	.	1	1	.	+	.	+	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Quercus robur	+	.	2	1	.	1	1	3	.	1	+	1	1	.	4	1	2	+	+	2	1	1	1	1	1	+	+	1	.	1	.	+	.	+	.	+
Betula pendula[3]	4	4	.	4	3	4	+	1	.	.	+	1	.	.	1	+	2	+	+	3	+	3	3	3	3	3	3	3	.	+	3	3	3	+	.	3
Sorbus aucuparia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pinus sylvestris	+	+	.	.	.	+	.	.	4	4	4	4	3	5	.	3	.	5	3	+	.	.	.	.	+	.	.	.	4	.	.	.	.	.	.	.
Carpinus betulus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Strauchschicht																																				
Fagus sylvatica	+	.	2	+	.	.	.	2	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Quercus robur	2	+	+	+	.	+	.	.	+	+	1	+	+	.	.	.	.	+	+	1	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betula pendula	2	+	.	1	+	2	+	.	+	.	+	1	.	+	.	.	1	.	+	1	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Frangula alnus	.	+	2	+	+	.	+	+	+	2	1	+	.	.	.	.	.	+	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ilex aquifolium	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix aurita	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Rosa canina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sambucus nigra	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	2	+	2	+	.	+	1	.	.	.	.	+	+	+	.	+	.	+	.	+	.	.
Krautschicht																																				
LFRN[1]																																				
84-- Juniperus communis	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
8-11 Calluna vulgaris	1	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
6-23 Deschampsia flexuosa	3	4	4	3	2	3	2	1	2	3	2	2	2	1	2	1	+	1	.	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
5-23 Vaccinium myrtillus	4	2	2	3	2	2	2	2	4	3	3	4	1	1	2	+	+	1	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
5-43 Dryopteris carthusiana	.	+	+	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.	.	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
7523 Galium harcynicum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	.	.	.	+	2	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
---- Rubus spec.	.	.	+	1	+	.	+	+	+	1	+	+	+	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
35-- Fagus sylvatica	.	.	+	+	.	.	+	+	+	.	.	+	+	+	+	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
7--- Quercus robur	+	+	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
7--- Betula pendula	+	.	.	.	+	+	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
6-4- Sorbus aucuparia	.	+	.	.	.	.	+	.	.	+	+	+	+	+	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
672- Frangula alnus	.	.	+	+	.	+	+	.	.	+	+	+	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
---- Agrostis spec.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
6-34 Lonicera periclymenum	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
4545 Ilex aquifolium	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
45-- Hedera helix	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
6633 Pteridium aquilium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
76-4 Holcus lanatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
7--6 Calamagrostis epigeios	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
4766 Festuca gigantea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
8686 Tussilago farfara	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
4777 Stachys sylvatica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
4--7 Geranium robertianum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
45-6 Impatiens parviflora	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2	3	.	.	.	.	.	2	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
75-6 Dactylis glomerata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	+	.	1	1	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
85-8 Cirsium vulgare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	+	.	+	+	1	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.
7778 Eupatorium cannabinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	+	+	+	+	+	1	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+
6478 Stellaria media	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	1	1	3	2	2	2	+	2	.	+	4	2	+	.	.	.	.	.	2
67-7 Poa trivialis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	2	2	+	2	3	3	3	3	3	1	+	1	2	1	+	1	+	+	.	2
-668 Urtica dioica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	2	3	+	2	4	2	1	3	3	1	3	5	1	1	3	2	5	4	5	5	.	2
7-68 Galium aparine	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	+	3	2	+	1	+	2	2	1	1	+	1	3	2	2	1	2	+	.	.	.
8--7 Cirsium arvense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	2	.	.	+	.	3	+	.	.	.	.
7578 Solanum nigrum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	+	.	.	.	+	+	.	.
75-9 Sambucus nigra	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.

[1] L=Lichtzahl, F=Feuchtezahl, R=Reaktionszahl und N=Stickstoffzahl (Ellenberg 1979)

[2] Aufnahme außerhalb der Verregnungsfläche mit Abwassereinfluß. Noch zu Aufnahme 36: 8734 Juncus effusus
7843 Cirsium palustre
8522 Rumex acetosella

[3] Die Birken der Verregnungsfläche sind weitgehend abgestorben und deswegen in Klammern gesetzt.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

5.1. Die Vegetationsveränderungen infolge der Abwasserverregnung

In der Vegetationstabelle (Tab. 3) sind zuerst diejenigen Aufnahmen zusammengestellt, die hinsichtlich ihrer Bodenvegetation den ursprünglichen Standortverhältnissen der Verregnungsfläche am ehesten vergleichbar sein dürften (Aufn. 1-13). Anschließend folgen Aufnahmen aus den Übergangs- und Einflußbereichen der Verregnungsfläche (Aufn. 14-22), und schließlich die Vegetationsaufnahme von der Verregnungsfläche selbst (Aufn. 23-35).

Typisch für die Krautschicht der unberegneten Flächen in diesem Bereich des Sandsteinrückens sind Säure- und Magerkeitszeiger wie *Deschampsia flexuosa, Vaccinium myrtillus* und stellenweise *Calluna vulgaris*.

In Anlehnung an BURRICHTER (1953) soll dieser Waldtyp als Eichen-Birken-Buchen-Wald bezeichnet werden. Die von ihm beschriebenen Waldgesellschaften auf Osningsandstein unterscheiden sich von den Birken-Eichen-Wäldern der Ebene jedoch durch die Arten *Quercus petraea* (Traubeneiche) und *Teucrium scorodonia* (Salbei-Gamander), wobei von *Quercus petraea* lediglich Bastarde gefunden wurden. Auch in den Kiefernforsten sind die angeführten Arten der Krautschicht weitgehend vertreten. Von daher werden die entsprechenden Waldtypen auch in der Vegetationskarte als eine Einheit wiedergegeben. Ob dieser Vegetationstyp des Eichen-Birken-Buchen-Waldes infolge Devastierung aus dem Luzulo-Fagetum hervorgegangen ist oder Pionierstadien desselben darstellt, kann hier nicht weiter diskutiert werden. BURRICHTER (1953) nimmt jedenfalls an, daß die natürliche Entwicklung dieses Waldes mit dem Mischwaldstadium abgeschlossen ist und nach den jeweiligen lokalklimatischen Verhältnissen entweder die Buche, Eiche oder Birke vorherrscht.

Infolge der Abwasserverregnung hat sich ein grundlegender Wandel in der Vegetationszusammensetzung vollzogen (Aufn. 23-35). Die oligotraphenten Arten der Krautschicht wurden völlig verdrängt zugunsten einer stark eutraphenten Artenkombination, in der Stickstoff- und Feuchtezeiger wie *Urtica dioica, Galium aparine, Stellaria media* und *Poa trivialis* vorherrschen. Häufig ist dabei auf zum Teil großen Flächen (bis zu mehreren hundert Quadratmetern; vergl. Aufn. 35) eine einzige Art bestandsbildend.

Der Baumbestand der Verregnungsfläche, im wesentlichen Birken sowie einige Buchen und eine Parzelle mit Kiefern, ist dagegen bis auf die Eichen abgestorben. Keimlinge und junge Pflanzen von allen genannten Baumarten sind auf der Fläche nicht mehr vorhanden. In der Strauchschicht finden sich neben den Eichen noch vereinzelt Büsche des Schwarzen Holunders (*Sambucus nigra*), von dem jedoch auch keine Keimlinge erhalten sind. Die Vielzahl der abgestorbenen Birken sowie die Eichen deuten darauf hin, daß sich ursprünlich ein lichter Eichen-Birken-Wald mit vereinzelten Buchen und ähnlicher Krautschicht wie bei den Aufnahmen 1, 4 und 6, also *Vaccinium myrtillus, Deschampsia flexuosa, Rubus* spec. und eventuell *Calluna vulgaris* auf der Verregnungsfläche befand.

Über vergleichbare Bestandsvernichtungen durch Abwasserverregnung und der Ausbildung einer feuchtigkeitsertragenden nitrophilen Krautschicht wurde schon mehrfach in der Literatur berichtet (LITTLE et al. 1959, MIERIG 1959, BIALKIEWICZ 1968, SOPPER & KARDOS 1973).

Auch in die Rand- und Übergangsbereiche der Rieselfläche (Aufn. 14-22) sind vorwiegend die auch auf der Verregnungsfläche vorherrschenden Arten wie *Urtica*

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

dioica, Stellaria media, Galium aparine und *Poa trivialis* herdenartig vorgedrungen. Die ursprüngliche Vegetation ist nur noch dort vereinzelt inselartig erhalten, wo die vielfach nicht verregneten, sondern ohne Regner aus den Rohren ausgelaufenen Abwässer nur selten und in geringen Mengen hingelangten. Neben den erwähnten Arten der Verregnungsfläche treten in den Übergangsbereichen noch vereinzelt Nährstoff- und Feuchtezeiger auf, wie z. B. *Geranium robertianum, Stachys silvestris,* die ansonsten in diesen Flächen nicht vorkommen (weitere Arten siehe Tab. 3). Die auf der Verregnungsfläche vorherrschenden und in die Übergangsbereiche eindringenden Arten sind also offensichtlich unter den veränderten Bodenverhältnissen die konkurrenzstärksten. Auch die allmähliche Aufteilung der Fläche durch abgestorbene, unbelaubte Bäume verschaffte ihnen vermutlich weitere Vorteile.

5.2. Interpretation der mittleren ökologischen Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen

Der grundlegende Wandel der Standorteigenschaften infolge der Abwasserverregnung kann auch anhand der mittleren Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen, die in der Abb. 9 wiedergegeben sind, verdeutlicht werden. Da es sich häufig um Pflanzenbestandsaufnahmen von relativ artenarmen Vegetationstypen handelt, besonders bei den unberegneten Vergleichsflächen, repräsentieren die mittleren ökologischen Zeigerwerte allerdings meist nur das Verhalten weniger Arten.
Wie aus Abb. 9 zu entnehmen ist, haben sich die Werte für die mittlere Feuchtezahl (mF) nicht wesentlich verändert. Extreme Differenzen treten jedoch bei den mittleren Reaktionszahlen (mR) und den mittleren Stickstoffzahlen (mN) auf. Die mR-Werte der Vergleichsflächen liegen zwischen 1,7 und maximal 3,0, weisen also auf saure Bodenverhältnisse hin. Auf der Verregnungsfläche liegt der mR-Wert immer bei und über 6 und zeigt damit relativ neutrale Bodenverhältnisse an. Diese Angaben stimmen mit den gemessenen pH-Werten recht gut überein.
Noch ausgeprägter ist die Änderung der mittleren Stickstoffzahl, die von ca. 3 auf Werte zwischen 7-8 angestiegen ist. Das heißt, aus dem ursprünglichen stickstoffarmen hat sich infolge der Abwasserverregnung ein ausgesprochen stickstoffreicher Standort entwickelt. Auch diese Zeigerwerte korrelieren mit der veränderten Mineralisationsdynamik der Standorte.
Ebenfalls haben sich die Werte der mittleren Lichtzahl (mL) leicht erhöht. Dies ist insofern einleuchtend, als wegen der abgestorbenen Bäume die Lichtverhältnisse auf der Fläche sich für die Bodenvegetation verbessert haben und damit auch lichtbedürftigere Arten Konkurrenzvorteile erhielten.
Die in Tab. 3 und Abb. 9 zuletzt aufgeführte Vegetationsaufnahme Nr. 36 liegt nicht im Randbereich der Verregnungsfläche sondern ca. 30 m unterhalb. Diese Fläche ist von der Lage her mit der direkt benachbarten Fläche Nr. 5 zu vergleichen. Es zeigen sich aber artenmäßig und von den mittleren ökologischen Zeigerwerten her ähnliche Differenzen, wie zwischen den Aufnahmen unberegneter Bereiche und den Randgebieten der Verregnungsfläche. Hier ist also anhand der Vegetationsaufnahmen und ihrer Zeigerwerte der Nachweis von Abwasser-Oberflächenabfluß und wahrscheinlich auch Hangzugwasser im Sandstein-Kolluvium über den Tonsteinschichten möglich. Bestätigt wird diese Aussage durch die Beobachtung von zahlreichen in der oberhalb angrenzenden Fichtenschonung abgestorbenen Bäumen

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

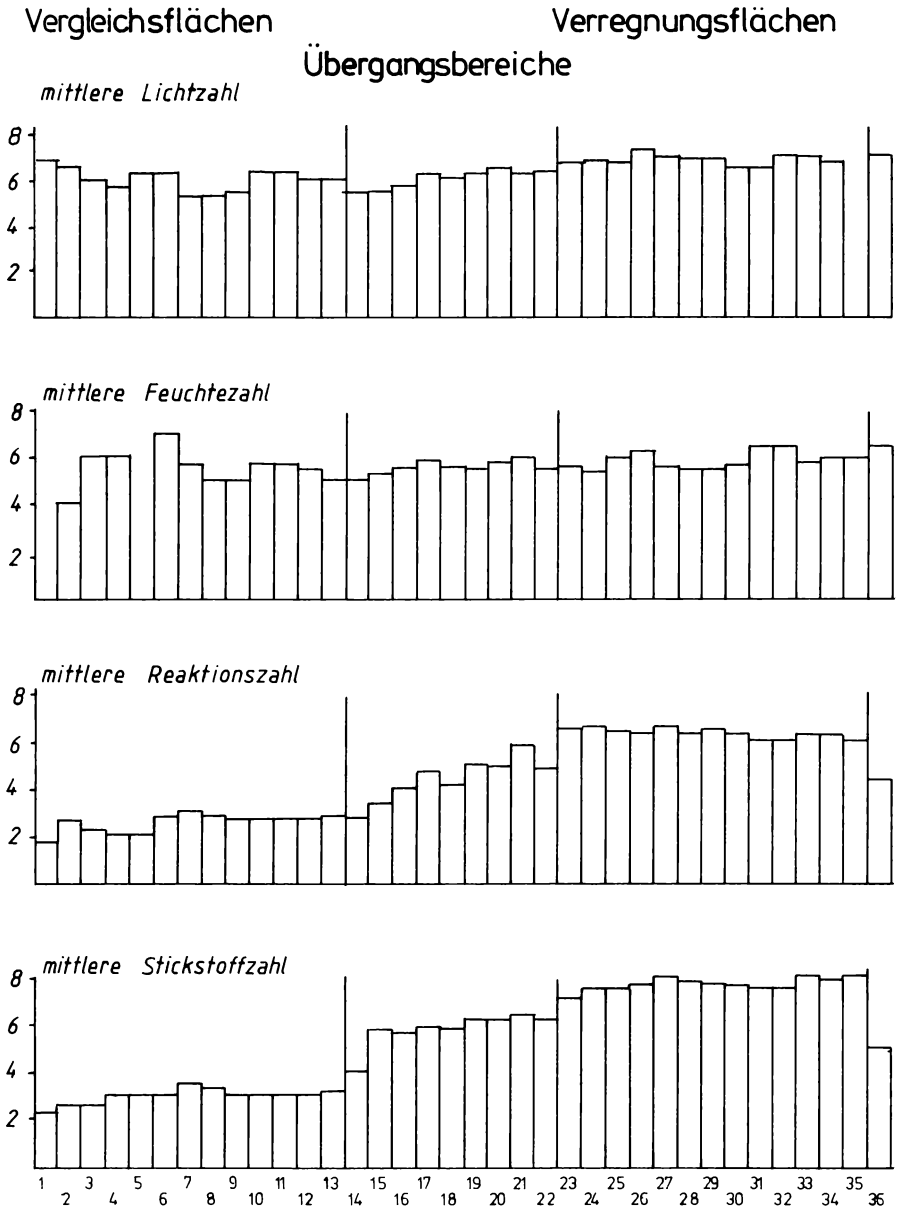


Abb. 9: Mittlere ökologische Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen aus Tabelle 3

in der zwischen Beregnungsfläche und Aufnahme der vermuteten Oberflächen- und oberflächennahen Abwasserabflußzone. So ergänzen bzw. bestätigen sich hier die Ergebnisse aus den Bodenanalysen und der Auswertung von Vegetationsaufnahmen hinsichtlich der mittleren ökologischen Zeigerwerte für Bodenreaktionen und Stickstoffversorgung.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

6. Der Einfluß der Abwasserverregnung auf die Nährelement-Spiegelwerte von Vegetationsproben

Da mit dem veränderten Nährstoffangebot für die Pflanzen auf der Verregnungsfläche Auswirkungen auf deren Nährelement-Spiegelwerte zu erwarten waren, wurde diese ebenfalls untersucht. Die Werte der Analysen der Phytomasse sind in Tab. 4 zusammengestellt, wobei jeweils Arten der Verregnungsfläche denen von vergleichbaren unbelasteten Standorten gegenübergestellt sind.
Für Fichten, Kiefern, Buchen und Birken konnten keine vergleichenden Analysen durchgeführt werden, da sie auf der belasteten Fläche nicht mehr vorhanden waren.
Wie der Tab. 4 zu entnehmen ist, weisen die Vegetationsproben der Verregnungsfläche z. T. weitaus höhere Nährstoffkonzentrationen, besonders bei Kalzium, Phosphor und Stickstoff auf als die Proben von Vergleichsflächen. Andererseits enthalten einzelne Arten z. T. erheblich niedrigere Elementgehalte an Kalium, Natrium und Magnesium als Folge der verschobenen Nährstoffgleichgewichte im Boden, sowie durch Ionen-Antagonismen bei der Nährstoffaufnahme durch die Pflanze.
Diese Ergebnisse sind gut vergleichbar mit Analysen von SOPPER (1971) und SOPPER & KARDOS (1973) an der Phytomasse einer Rieselfeldvegetation und Nadelanalysen von SOMMER et al. (1977) bzw. FASSBENDER et al. (1978). Danach war die Nährstoffversorgung besonders bei N, aber auch bei P und K verbessert. Versuche mit Klärschlamm bei Fichten und Kiefern führten ebenfalls zu erhöhten bis überhöhten N-Gehalten bei den Nadeln (HÜSER 1977).
Die Ergebnisse korrelieren also weitgehend mit den veränderten Nährstoffgehalten der Böden. Je nach Ausgangslage kann aber durch die Nährstoffzufuhr, und dies gilt besonders für Stickstoff, eine Optimierung, aber auch leicht eine Überdüngung eintreten, wie es wohl in unserem Beispiel der Fall ist. Verbunden mit dem Anstieg der pH-Werte um mehr als zwei Einheiten und dem (oftmals) einseitigen Kationengehalt des Abwassers werden die Austauschgleichgewichte im Boden verschoben. Damit kann es, vergleichbar einer Überkalkung, zu Nährstoffmangel kommen, wie hier eventuell bei Kalium und anderen nicht untersuchten Elementen wie Bor, Mangan und Eisen.
Diese Aussage gilt natürlich nur für die untersuchten Arten, die sich den Wasser- und Nährstoffverhältnissen auf der Verregnungsfläche angepaßt haben; das heißt, bei der ursprünglichen Vegetation des Standortes kann neben der veränderten Nährstoffzufuhr schon die Vernässung und der Konkurrenzdruck durch die nitrophilen und feuchtigkeitstragenden Arten zu Ausfällen geführt haben.

Tab. 4: Nährelementspiegelwerte von Pflanzen beregneter und unberegneter Standorte

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

	mg/g Trockensubstanz							
	Na	K	Ca	Mg	P	C	N	C/N
Urtica dioica belastet 1)	o,2	23,o	53,1	9,1	5,8	3oo,9	49,6	6,1
Urtica dioica unbelastet 1)	o,3	32,5	36,1	12,5	4,5	335,9	49,5	6,8
Sambucus nigra belastet 1)	o,4	2o,9	18,8	9,6	3,5	437,1	47,9	9,1
Sambucus nigra unbelastet 1)	o,6	42,4	13,o	7,3	1,9	395,o	38,2	1o,3
Quercus robur belastet 1)	o,4	9,5	8,9	5,o	2,8	477,7	39,9	11,9
Quercus robur unbelastet 1)	o,4	8,o	5,o	4,5	1,1	47o,7	31,6	14,9
Poa trivialis belastet 2)	o,1	19,6	3,1	3,9	3,1	4o3,8	19,7	2o,5
Poa trivialis unbelastet 2)	o,1	2o,1	3,7	4,5	1,9	381,1	13,7	27,8
Holcus lanatus belastet 2)	o,2	22,1	3,3	5,1	3,8	449,2	15,4	29,1
Holcus lanatus unbelastet 2)	o,3	18,8	2,1	4,5	1,7	443,9	12,5	35,5
Dactylis glomerata belastet 2)	o,1	24,5	2,2	5,9	2,5	446,8	23,5	19,o
Dactylis glomerata unbelastet 2)	o,1	24,7	1,8	7,1	2,8	445,6	17,6	25,3

7. Ursachen für die Bestandsschädigung auf der Verregnungsfläche

Die ursprünglich die Baumschicht der Verregnungsfläche beherrschende Birke und ein kleiner Kiefernbestand waren zum Zeitpunkt der Geländebegehung weitgehend abgestorben. Lediglich die Eichen auf der Fläche hatten die Beregnung überlebt.

Aufgrund dieser Verhältnisse erhebt sich die Frage, inwieweit die intensive Abwasserverregnung eine mögliche Ursache für die tiefgreifende Bestandsschädigung sein kann. Neben den im vorigen Kapitel schon aufgezeigten Veränderungen im Nährstoffhaushalt des beregneten Standortes kommt als weitere mögliche Ursache für das Baumsterben wahrscheinlich Sauerstoffmangel im Wurzelraum während und möglicherweise auch längerfristig nach Beendigung der einzelnen Beregnungsphasen hinzu. Zur direkten Luftverdrängung aus dem Porenraum des Bodens kann es einmal durch völlige Wassersättigung des Bodens durch sehr hohe Abwassergaben gekommen sein. Andererseits können auch sauerstoffzehrende Prozesse

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

wie der mikrobielle Abbau kolloidaler organischer in den Mineralboden eingeschwemmter Substanz über einen längeren Zeitraum auch nach der Beregnung zu Sauerstoffmangel geführt haben. Über ein stark reduziertes Millieu im Boden, selbst 14 Tage nach Beregnung mit Stärkefabrik-Abwasser, berichtete schon DÜMMLER (1981).

Außerdem können Rindenverletzungen im näheren Umkreis der Regnerdüsen zur Schädigung des Bestandes beigetragen haben. Über diese Ursache sowie den Ausfall ganzer Bestände bei Abwassergaben von 10000 mm/Jahr berichtet auch LITTLE et al. (1959). Bei diesen hohen Abwassergaben wurden sämtliche Baumkeimlinge vernichtet. Bei geringeren Abwassergaben zeigte sich eine Beziehung zwischen Baumalter und Ausfallrate. Ähnliche Beobachtungen werden von SOMMER & FASSBENDER (1975) mitgeteilt, wobei nach mehrmaliger starker Berieselung in mittelalten Kiefernbeständen Nadelverluste eintraten und einzelne Bäume abstarben. Da diese Folgen in jungen Kiefernbeständen nicht auftraten, wird angenommen, daß sich ältere Bäume nicht mehr auf das veränderte Wasser- und Nährstoffangebot umstellen können. Ebenso ergaben Gefäßversuche von HÜSER (1977) mit Fichte und Kiefer bei zunehmenden Klärschlammabgaben abnehmende Wuchsleistungen und Ausfälle. Auch Anwendungen von bis zu 8 cm Müllklärschlamm-Kompost führten meist zu hohen Pflanzenausfällen bei Kiefer (SCHWARZ & ZUNDEL 1977). Wuchssteigerungen hingegen wurden nur selten und auch nur bei geringen Abwassergaben an jungen Beständen von Fichte, Japan-Lärche und Europäische Lärche festgestellt (MIERIG 1959, SOPPER 1971).

Einer der begrenzenden Faktoren für die Abwasser- bzw. Klärschlammausbringung dürfte der Stickstoffbedarf des Bestandes sein. Die zwangsläufig hohen Gaben an Stickstoff bei der Abwasserausbringung müssen sich nicht nur im Aufbau zu starker Baumkronen mit Schneebruch und Windwurfgefährdung äußern, sondern können auch die Inhaltsstoffe der Bäume ändern (EVERS & HÜSER 1975). Das erhöhte Nitratangebot führt zu einer Zunahme von Aminosäuren und Proteinen und der Abnahme wichtiger Phenolderivate für die Abwehr pilzlicher Parasiten (HÜSER 1977).

Durch Klärschlammgaben sind auch qualitätsmindernde Verfärbungserscheinungen im Holzkörper von Fichten bekannt geworden. Außerdem werden Beeinträchtigungen durch Jahresringsprünge, Ringschäle und Rotfäule nicht ausgeschlossen (EVERS 1975).

Eine Zuordnung von möglichen Ursachen konnten wir bei den großenteils schon mehrere Jahre vor unserer Untersuchung abgestorbenen Bäume jedoch nicht mehr vornehmen.

8. Schlußbetrachtung

Wie die Untersuchung gezeigt hat, führte die Verregnung von vermutlich immer hohen Mengen des Abwassers aus der Stärkefabrikation zu einer tiefgreifenden Veränderung von Boden und Vegetation, bis hin zum fast völligen Absterben des Baumbestandes.

Hier schließen einige wichtige Fragen an, die noch weitgehend unbeantwortet sind. Was geschieht z. B. mit solchen Flächen, wenn die Abwasserverregnung aufgegeben wird? Wie schnell gleitet der künstlich stark eutrophierte Standort bei ausbleibender Nachfuhr wieder in seinen ursprünlichen oligotrophen Zustand zurück? Wie schnell

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

baut sich die angehäufte organische Substanz wieder ab, und was geschieht mit den Endprodukten der Mineralisation? Wann kann schließlich auf einer solchen Fläche mit einer erfolgreichen Wiederaufforstung begonnen werden? Probleme, zu denen es fortführender Untersuchungen bedarf.

Schriftenverzeichnis

ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG (1978): Forstliche Standortaufnahme. – 3. Aufl., 183 S., 20 Abb., 44 Tab., Münster/Hiltrup.

BIALKIEWICZ, F. (1973): Der Wald als Kläranlage. – Monatsschr. Polen, Nr. **2,** 28.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. – 3. Aufl., 865 S., 442 Abb., 88 Tab., Wien.

BURRICHTER, E. (1953): Die Wälder des Meßtischblattes Iburg, Teutoburger Wald. – Abh. Landesmus. f. Naturk., **15:** 91 S.; Münster.

DUBBER, H.-J. (1977) Blatt L 3712 Ibbenbüren. – Bodenkarte von Nordrh.-Westf. 1 50000; Krefeld.

DÜMMLER, H. (1981): Zum Einfluß von Stärkefabrikabwasser auf die Bodeneigenschaften einer Parabraunerde aus Sandlöß über Kreidesandstein unter Laubwald. – Neue Landschaft, **26:** 91-93.

ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – Scr. Geobot., **9,** 2. Aufl., 122 S., 7 Abb., 8 Tab.; Göttingen.

EVERS, F. H. (1975): Auffällige Holzverfärbungen bei Fichten nach Ablagerung von Klärschlamm im Waldbestand. – Allg. Forstz., **22:** 475.

EVERS, F. H. & HÜSEN, R. (1975): Anwendung der vorläufigen Richtlinien für die Ausbringung von Klärschlamm auf Waldflächen in der Praxis. – Allg. Forstz., **22:** 472-474.

FASSBENDER, H. W. & AHRENS, E. (1977): Laborvorschriften und Praktikumsanleitung. – Göttinger Bodenkundl. Ber., **47:** 88 S., 6 Abb.; Göttingen.

FASSBENDER, H. W. & SOMMER, U. & STEINERT, B. (1978): Abwasserzusammensetzung und Abwasserverwertung im Wald. – Mitteilgn. dt. Bodenkundl. Gesellsch., **27:** 23-34; Göttingen.

GEBAUER, S. & HERHAUS, K. F. & LETHMATE, J. & LUCKE, C. & ROTTMANN, H. (1982): Hydrochemische und hydrobiologische Untersuchungen der Ibbenbürener Aa oberhalb des Aasees. – Osnabrücker naturwiss. Mitt., **9:** 135-150.

HOOK, J. E. & KARDOS, L. T. & SOPPER, W. E. (1973): Effects of land disposal of wastewater on soil phosphorous relations. – In: SOPPER, W. E. & KARDOS, L. T. (Ed.): Recycling treated municipal waste water and sludge through forest and cropland. Pennsylv. State University Press, 200-219.

HÜSER, R. (1977): Untersuchungen zur Klärschlammverwertung im Wald. – Forstwiss. Cbl. **96:** 238-245; Hamburg/Berlin.

KRIEBITZSCH, W.-U. (1978): Stickstoffnachlieferung in sauren Waldböden Nordwestdeutschlands. – Scr. Geobot., **14:** 66 S., 29 Abb., 27 Tab.; Göttingen.

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER WESTFALEN-LIPPE (1979): Aktenvermerk vom 2. 11. 1979, betreffend Abwasserverwertung der Stärkefabrik; Kreisstelle Warendorf.

LITTLE, S. & LULL, E. & REMSON, J. (1959): Changes in woodland vegetation and soils after spraying large amounts of waste water. – Forest schiense, **5,** 1; 18-27.

MEINCK, F. & STOOF, H. & KOHLSCHÜTTER, H. (1968): Industrieabwässer. – 4. Aufl., 741 S., 279 Abb.; Stuttgart.

MIERIG, E. (1959): Abwasserverrieselung im Wald. - Wald und Wasser, **3.**

MOLL, W. & PIETROWICZ, P. & STAHR, K. (1977): Einfluß von Müllklärschlammkompost auf Böden aus Dünensand im Hardtgebiet bei Schwetzingen (Oberrheinebene). – Forstwiss. Cbl., **96:** 253-262.

MÜLLER-MANGOLD, D. (1952): Beitrag zur Abwasserfrage in der Weizenstärkeindustrie. – Die Stärke, **4:** 173-180.

OBERDORFER, E. (1979): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 4. Aufl., 997 S.; Stuttgart.

OTTOW, J. G. C. (1978): Chemie und Biochemie des Humuskörpers unserer Böden. – Naturwissenschaften, **65:** 413-423.

REHFUESS, K. E. (1981): Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. – 192 S., 102 Abb., 4 Taf.; Hamburg/Berlin.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

RUNGE, M. (1974): Die Stickstoffmineralisation im Boden eines Sauerhumus-Buchenwaldes. Teil II: Die Nitratproduktion. – Ecol. Plant., **9:** 219-230.

SCHLICHTING, E. & BLUME, H. P. (1966): Bodenkundliches Praktikum. – 209 S., 1 Taf., 38 Tab.; Hamburg/Berlin.

SCHMID, G. & BUCHER, R. & WEIGELT, H. (1972): Einfluß von Klärschlamm auf Pflanze und Umwelt. – Landw. Forsch., **28:** 363-373.

SCHWARZ, O. (1977): Über die Auswirkung von Müllklärschlammkomposten auf Forstkulturen in der Oberrheinebene. – Forstwiss. Cbl., **96:** 246-253.

SCHWARZ, O. & ZUNDEL, R. (1975): Versuche mit Müllklärschlammkomposten in Kiefern-, Douglasien- und Roteichenkulturen. – Allg. Forstz., **22:** 479-481.

SIERP, F. (1967): Die gewerblichen und industriellen Abwässer. – 3. Aufl., 724 S., 257 Abb., 48 Tab.; Berlin.

SOMMER, U. (1976): Untersuchungen zur Ausbringung von Abwassern in Waldbeständen. – Göttinger Bodenkundl. Ber., **45:** 162 S.; Göttingen.

SOMMER, U. & FASSBENDER, H. W. (1975): Möglichkeiten der Abwasserverrieselung in Waldbeständen. – Allg. Forstz., **22:** 469-471.

SOMMER, U. & ULRICH, B. & SEEKAMP, G. (1977): Auswirkungen einer Abwasserverregnung unter Kiefern auf den Nährstoffhaushalt eines Sand-Braunerde-Podsols. – Forstwiss. Cbl., **96:** 262-272.

SOPPER, W. E. (1971): Disposal of municipal waste water through forest irrigation. – Envir. Pollut., **1:** 263-284.

SOPPER, W. E. & KARDOS, L. T. (1973): Vegetation responses to irrigation with treated municipal waste water. – In: SOPPER, W. E. & KARDOS, L. T. (Ed.): Recycling treated municipal waste water and sludge through forest and cropland. – Pennsyl. State University Press, 271-294.

THIERMANN, A. (1970): Erläuterungen zu Blatt 3712 Tecklenburg (neuer Name: Ibbenbüren). – Geol. Kt. Nordrh.-Westf. 1 25000, Erl., 3712 Tecklenburg: 243 S., 22 Abb., 10 Tab. 7 Taf.; Krefeld.

ULRICH, B. (1975): Stoffhaushalt von Waldökosystemen. – vervielf. Manuskr., Inst. Bodenkunde u. Waldernährung der Univ. Göttingen.

ZÖTTL, H. (1960): Beziehung zwischen Mineralstickstoffanhäufung und Kohlendioxid-Produktion von Waldhumusproben im Brutversuch. – Z. Pflanzenern., Düngung, Bodenkde., **90:** 132-138.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen

Jahr/Year: 1983

Band/Volume: 10

Autor(en)/Author(s): Esser Ulrich, Thöle Rolf, Schreiber Karl-Friedrich

Artikel/Article: Auswirkungen einer Stärkeabwasser-Verregnung auf den Nährstoffhaushalt und die Vegetation eines Podsol-Braunerde-Waldstandortes 165-187