

DEKOMPOSITIONSPROZESSE IN BALLUNGSRAUMNAHEN WALDÖKOSYSTEMEN UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DER ELEMENTFLÜSSE IN DER STREUSCHICHT

Werner Kratz

ABSTRACT

Litter container were used to investigate the decomposition of polluted leaf and needle litter in forest ecosystems close to Berlin. According to the quality of litter, black cherry leaf litter decomposed faster than hornbeam and oak leaf litter. After a 2.5 year period hornbeam and black cherry litter was totally decomposed. 20% of the oak and scotch pine litter still remained at the end of the investigation. The nutrients (K, Mg) were leached out during the field incubation. Ca, P and N accumulated in the remaining litter during the experiment due to the activity of the microorganisms. Quantification of a one year element fluxes showed that per hectare great amounts left the litter layer and can be accounted for liming applications and for forest management planning.

keywords: *urban forests, litter input, decomposition of leaves and needles, nutrient fluxes*

1. EINLEITUNG

Autotrophe Pflanzen benötigen zur Biomasseproduktion Mineralstoffe in anorganischer Form. Sie gewinnen diese über die Bodenlösung aus dem Ausgangsgestein (Verwitterung), den Niederschlägen (trockene und naße Deposition) und durch die Mineralisierung des organischen Bestandesabfalls (Äste, Blätter, Nadeln, Wurzeln etc.) (ULRICH 1981). Gerade in oligotrophen Braunerden Mitteleuropas stellt der Bestandesabfall bei einigen Makro- und Mikronährstoffen das wichtigste Reservoir dar. Die Biomasseproduktion der grünen Pflanzen ist somit abhängig von der Dynamik der Abbauvorgänge auf der Bodenoberfläche. Die Streuart und ihr spezifisches Zersetzungsverhalten ist ein wichtiger Faktor für die jeweilige Humusbildung. Die Abnahme der Streumenge und die Freisetzung der in ihr enthaltenen Elemente wird maßgeblich bestimmt durch den Fraß von Bodentieren, durch die mikrobielle Assimilation und die Auswaschungsprozesse (leaching).

In immissionsbelasteten Waldökosystemen findet die Streuzersetzung unter dem Einfluß von hohen Schwermetall- und Säureinträgen statt. Inwieweit der Streuabbau in solchen Ökosystemen durch die Akkumulation von Schadstoffen verzögert wird, wie es in Waldökosystemen in unmittelbarer Nähe von Emittenten mehrfach nachgewiesen wurde (u.a. ERNST und JOOSSE VAN DAMME 1983), ist noch zu prüfen.

Die Bedeutung des Streuabbaus für Waldökosysteme wird durch zahlreiche Studien belegt (ANDERSON et al. 1983; ELLENBERG et al. 1986). Zusammenfassende Darstellungen zur ökosystemaren Bedeutung des Streuabbaus finden sich bei DICKINSON und PUGH (1974) und SWIFT et al. (1979).

Die vorliegende Arbeit ist Teil einer Ökosystemstudie in ballungsraumnahen Waldökosystemen in Berlin (West). Das interdisziplinäre Projekt "Ballungsraumnahe Waldökosysteme" hatte u.a. zum Ziel die Bestimmung von Elementflüssen in unterschiedlichen Ökosystemkompartimenten zu beschreiben. Eventuelle Elementdefizite bzw. toxische Anreicherungen von Schwermetallen sollten dokumentiert werden, um das Schadbild der Waldkiefer besser erklären zu können. Nachfolgend werden die Flüsse wichtiger Nährelemente während der Streuzersetzung beschrieben und im Jahresgang bilanziert.

2. STANDORTE, MATERIAL UND METHODEN

Durchgeführt wurde die Untersuchung auf drei charakteristischen Waldflächen im Grunewald in Berlin. Die Flächen liegen auf einem Immissionsgradienten zur Stadtmitte und zur Autobahn AVUS und sind somit unterschiedlichen Immissionssituationen mit verschiedener Schadstoffkomposition ausgesetzt.

Die Standorte sind:

- P ein ca. 40 Jahre alter *Pinus sylvestris/Quercus robur* Bestand, mit starkem Traubenkirschen (*Prunus serotina*)-Unterwuchs. Der Standort ist 8 Kilometer von der Stadtmitte und 800 m von der Autobahn AVUS entfernt.
- PQ ein ca. 140 Jahre alter Kiefern-Eichenbestand (*Pino-Quercetum*), mit gleicher Entfernung zur Stadt und zur Autobahn wie Standort P.
- A ein ruderalisierter 140 Jahre alter Kiefern-Eichenbestand (*Pino-Quercetum*), direkt neben der Autobahn, jedoch vermischt mit ca. 67 Jahre alten Hainbuchen, Ahornbäumen und Robinien, die im Rahmen des Autobahnbaues gepflanzt wurden.

Die AVUS wird täglich von ca. 25 000 Kraftfahrzeugen befahren.

Die Böden an den drei Standorten sind Rostbraunerden. Der Humustyp Moder bis Mull. Das Ausgangsmaterial glaziale Sande mit einem Schluffanteil von 10-14 % und 3 % Ton. Sie haben eine geringe Kationen-Austauschkapazität und Basensättigung. Der pH-Wert im Oberboden gemessen in CaCl_2 beträgt 3,4 - 4,1 (ALAILY et al. 1986). Die Bodenvegetation ist an allen Standorten gering entwickelt.

Streuproduktion: Die Streuproduktion wurde durch Streusammler (80 x 80cm) erfaßt, die monatlich beprobt wurden.

Streuabbauersuch: Auf dem Forstboden wurden Streuabbaubehälter (Abb. 1) im Januar 1986 ausgelegt, die mit Gaze unterschiedlicher Maschenweite (0,05, 1,0 und 10,0 mm) verschlossen waren. In den Streubehältern befanden sich definierte Blatt- und Nadelmengen aus dem Streujahrgang 1985/86, deren Gewichtsverluste und chemische Veränderungen über einen Zeitraum von 30 Monaten ermittelt werden sollten. Im Standort PQ wurde Eichenblattstreu in Kombination mit Kiefernnadelstreu, im Standort P Traubenkirsche- mit Kiefernnadelstreu und

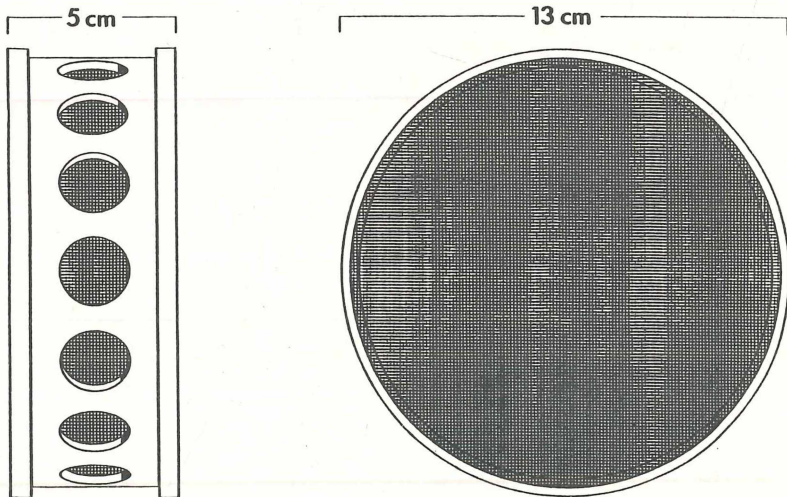


Abb. 1: Streuabbaubehälter

am Standort AVUS Hainbuchen- mit Kiefernnadelstreu in die Streuabbaubehälter gegeben. Um das spätere Trennen der stark zersetzten Blattstreu von der Nadelstreu zu ermöglichen, wurden die Kiefernnadeln in ein separates Gazesäckchen zwischen zwei Lagen von Blattstreu gelegt. Pro Standort wurden zu den Beprobungsterminen jeweils 5 Streuabbaubehälter mit 10,0 mm und 1,0 mm Maschenweite und 3 Streuabbaubehälter mit 0,05 mm Maschenweite eingesammelt.

Chemische Analytik: Die chemische Analytik der Elemente in der Streu erfolgte nach nassem Aufschluß der Matrix (feinvermahlene Streu) in konzentrierter Salpetersäure (suprapur Qualität) in geschlossenen Teflonbomben unter Druck bei 170 °C über atomabsorptionsspektrometrische Methoden (F-AAS,P&E). Der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt wurde mittels eines C/N Analysegerätes (Carlo-Erba) bestimmt. Der Phosphorgehalt wurde mit der "Phosphor-Blau-Methode" photometrisch bestimmt. Zur Qualitätskontrolle der Analysen wurden die erforderlichen DIN-Normen beachtet und Standardreferenzmaterialien (NBS, BCR) mitanalysiert. Alle Konzentrationsangaben beziehen sich auf die aschefreie Trockensubstanz.

3. ERGEBNISSE

3.1. Streuproduktion

In Abb. 2 ist die jährliche Streuproduktion (Blätter u. Nadeln) von 1986-1988 für die untersuchten Forsten dargestellt. Es wird deutlich, daß die Streueinträge von Jahr zu Jahr erheblich schwanken können. Auch BECK et al. (1988) und ELLENBERG et al. (1986) dokumentierten dies für die von ihnen untersuchten Waldökosysteme. Im ersten Untersuchungsjahr (1986) weist der autobahnnah Standort AVUS die höchste Streuproduktion mit 5,6 t/ha x a auf. Im zweiten und dritten Untersuchungsjahr war die Streuproduktion in dem Kiefernjungbestand (P) mit 3,4 t/ha x a und 3,7 t/ha x a am höchsten.

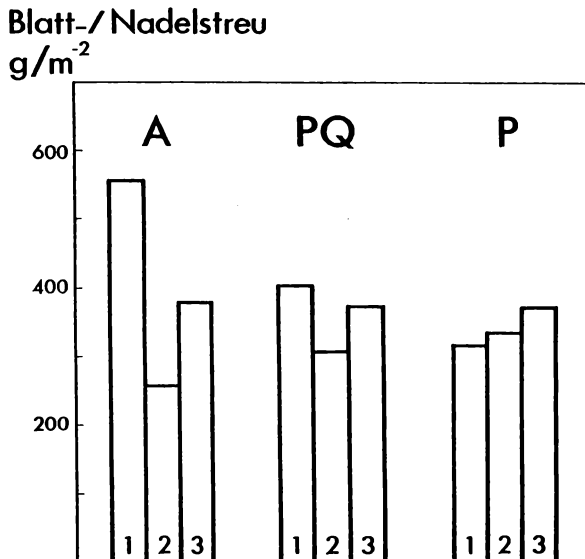


Abb. 2: Streuproduktion in ballungsraumnahen Waldökosystemen im Grunewald in Berlin (West).

(1 = 11/1985 - 10/1986, 2 = 11/1986 - 10/1987, 3 = 11/1987 - 10/1988)

Die gefundenen Streubiomas sind mit anderen Studien in der gemäßigten Zone vergleichbar. So fand AUSSENAC (1969) in einem *Pinus sylvestris* Bestand in Nordfrankreich 4,1 t/ha x a und BREDEMEYER (1987) in der Lüneburger Heide 2,8 t/ha x a. Ein direkter Vergleich ist allerdings immer problematisch, da unterschiedliche Baumdichten, verschiedener Unterwuchs, unterschiedliche Böden und meist nicht vergleichbare Erfassungsmethoden in anderen Beständen vorliegen.

3.2. Streuabbau

In den Streuabbaubehältern wurde eine nach Streuqualität differenzierte Streuabbaugeschwindigkeit gefunden (Abb. 3). So war die Traubenkirschenstreu schon nach einer Inkubationszeit von weniger als sechs Monaten zu 50 % abgebaut. Nach zwölf Monaten Exposition im Gelände war dann die Traubenkirschenstreu zu 95 %, die Hainbuchenstreu zu 72 % und die Eichenblattstreu zu 35 % abgebaut. Am Ende der Untersuchungsperiode (Juni 1988) waren die Hainbuchenstreu und die Traubenkirschenstreu vollends, die Kiefernnadel- und Eichenblattstreu zu jeweils 80 % zersetzt. Diese unterschiedlichen Zersetzungsgeschwindigkeiten sind in der verschiedenen chemischen Zusammensetzung der Streuarten begründet. Besonders die abbauhemmenden Auswirkungen der Tannine und Phenole in der Eichenblatt- und Kiefernnadelstreu, besonders auf die Zersetzung von Proteinen und Aminosäuren ist seit langem bekannt.

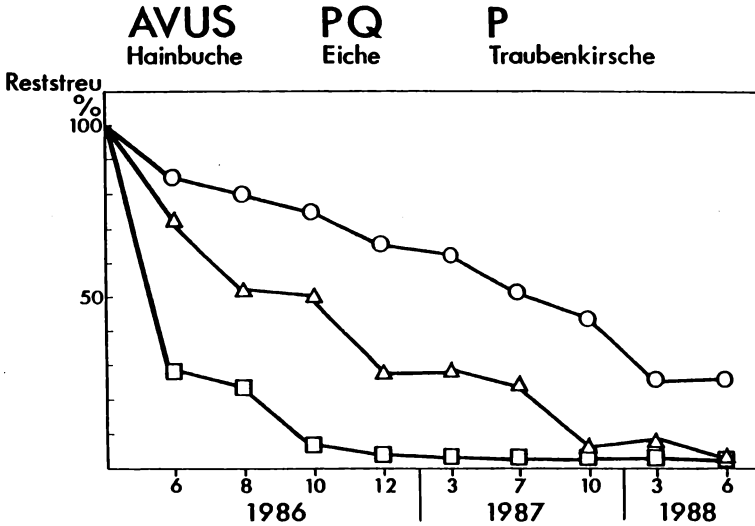


Abb. 3: Verlauf der Streuzersetzung für verschiedenen Blattstreuarten in ballungsraumnahen Waldökosystemen im Grunewald in Berlin (West).
 (○ = Eiche, △ = Hainbuche, □ = Traubenkirsche)

3.3. Elementkonzentrationen in der Streu während der Zersetzung

Zahlreiche Autoren sind in der Vergangenheit auf das sich schnell verändernde, kleiner werdende C/N-Verhältnis während der Streuzersetzung eingegangen (u.a. SWIFT et al. 1979). Auch in der hier vorgestellten Studie kann dies dokumentiert werden. Die Ausgangsstreu zeigt erhebliche Unterschiede im C/N-Verhältnis (Abb. 4). Eichenblattstreu hat ein C/N-Verhältnis unmittelbar nach dem Streufall von 62, Hainbuchenstreu dagegen von 38 und Traubenkirschenstreu sogar nur 34. Während der Inkubation im Gelände reduzieren sich diese Verhältnisse aber erheblich. Dies ist mit einer leichten Erniedrigung des Kohlenstoffgehaltes und einer

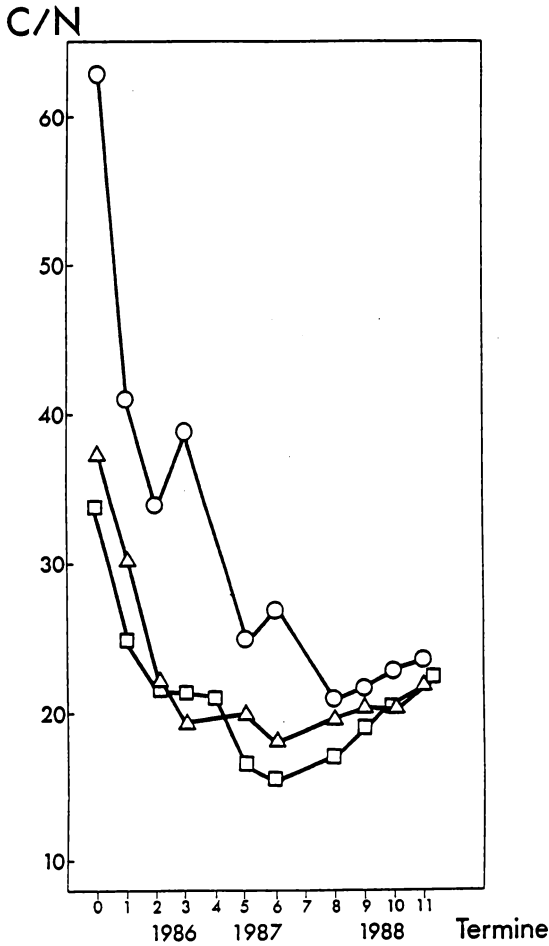


Abb. 4: Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis von Blattstreu während der Zersetzung in ballungsraumnahen Waldökosystemen im Grunewald in Berlin (West). (○ = Eiche, △ = Hainbuche, □ = Traubekirsche)

Erhöhung des Stickstoffgehaltes in der Reststreu erklärbar. Die Zunahme des N-Gehaltes kann durch die Aufnahme von deponierten Stickstoff in die Zellen der Mikroorganismen erklärt werden. BOCOCK (1963) nennt mögliche Quellen in Form von Blattauswaschungen, Faeces von Herbivoren und Stickstoffeinträge deren Ursprung in den Autoabgasen liegt.

Die Konzentrationen der leicht auswaschbaren bzw. mobilen Elemente in der Blatt- und Nadelstreu reduzieren sich während der ersten Abbauphase im Gelände erheblich. Kalium (Abb. 5), in der Hainbuchenstreu am Standort AVUS zu Anfang am stärksten konzentriert (10,2 g/kg), wird innerhalb von sechs Monaten auf 1/3 der ursprünglichen Konzentration vermindert. Im Jungkiefern- (Traubekirsche) und Altkiefernbestand (Eiche) erfolgen in der gleichen Zeit erheblich geringere Konzentrationssprünge und damit Kaliumfreisetzungen. Magnesium zeigt das gleiche Verhalten wie Kalium (Abb. 6). Hier fand allerdings die größte Freisetzung auf dem Jungkiefernbestand bei der Traubekirschenstreu statt. Die stabile Magnesiumkonzentration (1 g/kg) während des zweiten und dritten Versuchsjahres ist wahrscheinlich auf mikrobielle Akkumulation und streuadsorptive Prozesse zurückzuführen.

K
g · kg⁻¹

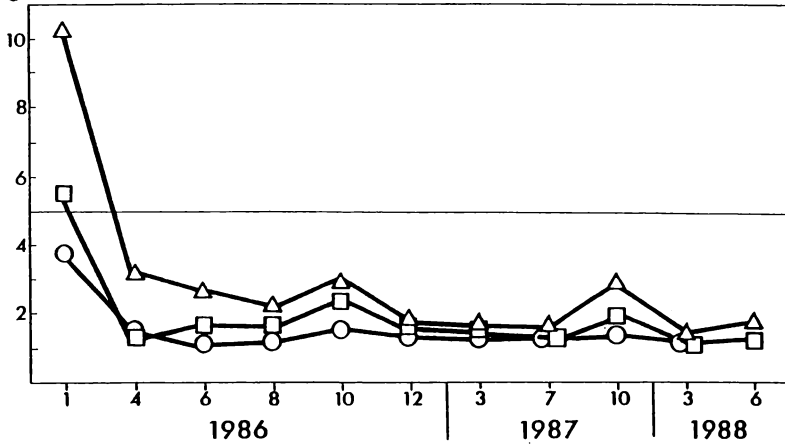


Abb. 5: Kaliumkonzentrationen in der Blattstreu während der Zersetzung in ballungsraum-nahen Waldökosystemen im Grunewald in Berlin (West).
(○ = Eiche, △ = Hainbuche, □ = Traubenkirsche)

Mg
g · kg⁻¹

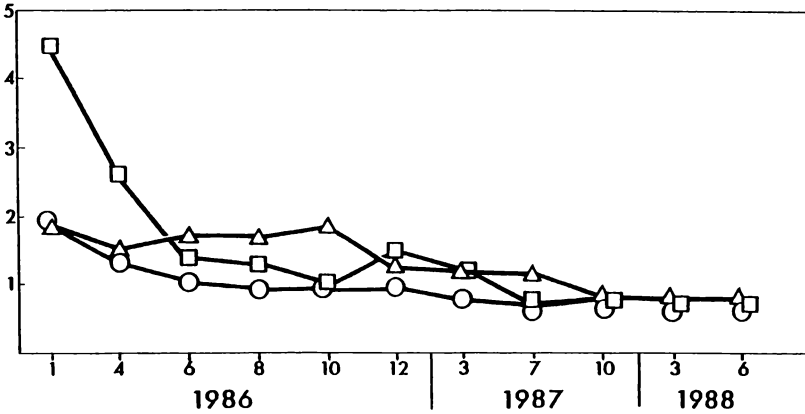


Abb. 6: Magnesiumkonzentrationen in der Blattstreu während der Zersetzung in ballungsraum-nahen Waldökosystemen im Grunewald in Berlin (West).
(○ = Eiche, △ = Hainbuche, □ = Traubenkirsche)

Kalzium zeigt dagegen ein anderes Konzentrationsverhalten als die oben genannten Elemente. In Abb. 7 wird deutlich, daß bis auf die Eichenblattstreu (die Streu mit der geringsten Abbaudynamik) die Kalziumkonzentrationen zunehmen. Dieses Phänomen wurde schon öfters in der Literatur beschrieben (u.a. BECK et al. 1988) und ist mit der Einlagerung von freiem Ca-Oxalat in die Hydromorphen von am Abbau beteiligten Bodenpilzen erklärbar. Dadurch wird das Kalzium, das normalerweise in sauren Böden auswaschunggefährdet ist, in der Streuschicht gebunden. Die Baumwurzeln können somit dieses Element von absterbenden Bodenpilzen in einem "Kleinen" Nährstoffkreislauf direkt übernehmen.

Der **Phosphorgehalt** in der Streu steigt normalerweise mit zunehmender mikrobieller Aktivität während der Zersetzung an. Eine sofortige Zunahme der P-Konzentration unmittelbar nach der Freilandinkubation der untersuchten Streuarten ist allerdings nur im Falle der Hainbuchen- und Traubenkirschenstreu (Abb. 8) zu erkennen. Die Eichenblattstreu zeigt eine P-Konzentrationserhöhung erst nach einer einjährigen Abbauphase im Freiland. Hierfür könnte die verspätete Besiedlung der Streu mit P-bindenden Mikroorganismen eine Erklärung sein, nachdem inhibitorische Komponenten ausgewaschen wurden.

Die **Eisen- und Aluminiumkonzentrationen** (Abb. 9 u. 10) nehmen durch Depositionen in die Streu der stadtnahen Waldbestände erheblich zu. Am autobahnnahe Standort AVUS sind die Einträge besonders hoch. Die ausgeprägten Maxima im März 1987 und im März 1988 sind durch Schneefall und die dadurch stattfindenden Luftreinigungen erklärbar.

Für die Dokumentation ökosystemarer Stoff-Flüsse ist eine Beschreibung der oben aufgezeigten Konzentrationsverläufe nicht besonders hilfreich, da jeweils nur die relativen Elementanteile in Betracht gezogen werden. Zur Bilanzierung von Elementmassenflüssen ist es daher notwendig, die jeweilige Elementmasse pro Streuschichtfläche bzw. Streumasse zu berechnen (aus der Konzentration des Elementes und der Reststreu) um dann Veränderungen in diesen absoluten Massen als Einträge oder Austräge aus der Streuschicht beschreiben zu können.

In Abb. 11 ist eine einjährige Elementbilanz für die Streuschicht der untersuchten Waldstandorte gegeben. Wie schon bei den einzelnen Elementkonzentrationsverläufen dargestellt, wird auch bei der Bilanzierung besonders deutlich, daß die Elementflüsse der schnellabbauenden Streu (Traubenkirsche, Hainbuche) erheblich höher sind als bei der Eichenblattstreu. Allein aus einem Streujahrgang (1985/86) werden im Maximum 35 kg/ha Kalium, 15 kg/ha Magnesium, 28 kg/ha Kalzium, 10 kg/ha Mangan, 8 kg/ha Schwefel und 2,8 kg/ha Phosphor freigesetzt.

4. DISKUSSION

Aufgrund der gefundenen Konzentrationsentwicklung der untersuchten Elemente in der sich zersetzenden Streu kann man folgende Gruppen bilden:

- leicht auswaschbare, nicht in strukturellen Pflanzenkompartimenten gebundene Elemente, wie Kalium und Magnesium.
- verfügbare Elemente, die nach dem Abbau von strukturellen pflanzlichen Einheiten freigesetzt werden, wie Kalzium, Phosphor und Stickstoff.

Welches Schicksal die einzelnen Elemente nach ihrer Freisetzung erfahren hängt im großen Maße von dem mikrobiellen Milieu (Aufnahme in die mikrobielle Zelle) und von der Qualität der umgebenden organischen Substanz (Adsorption) ab.

Die gefundenen Elementmassenflüsse aus dem untersuchten Streujahrgang reichen aus, um die Nährstoffansprüche sowohl junger als auch alter Kiefernbestände sicherzustellen. So gibt GRENZIUS (1984) einen Bedarf von 9 kg/ha x a für Kalium, 22 kg/ha x a für Kalzium und 3 kg/ha x a für Magnesium in einem 70 Jahre alten Kiefernbestand an.

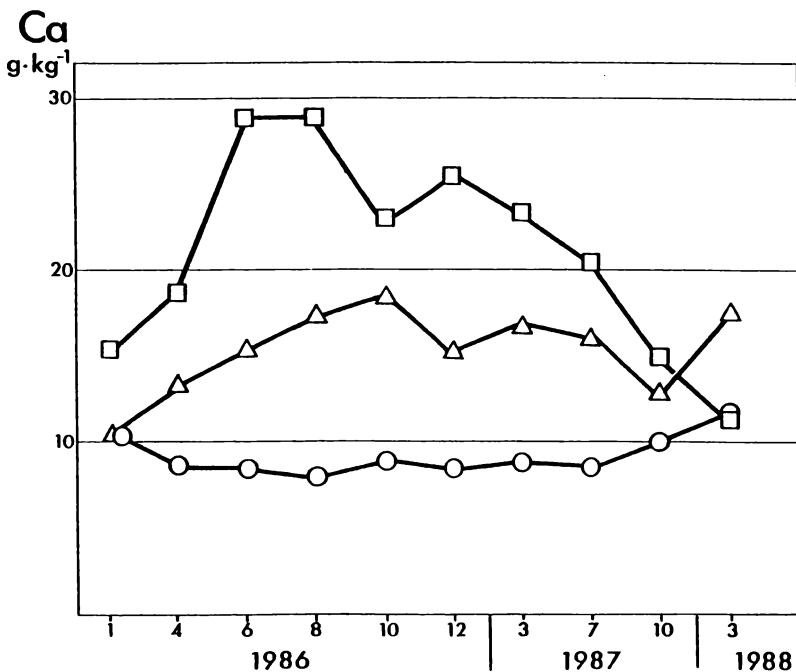


Abb. 7: Kalziumkonzentrationen in der Blattstreu während der Zersetzung in ballungsraum-nahen Waldökosystemen im Grunewald in Berlin (West).
(○ = Eiche, △ = Hainbuche, □ = Traubenkirsche)

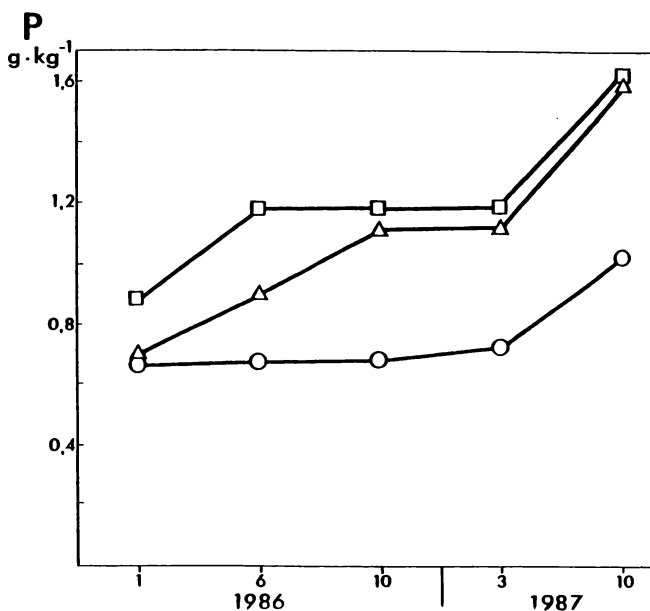


Abb. 8: Phosphorkonzentrationen in der Blattstreu während der Zersetzung in ballungsraum-nahen Waldökosystemen im Grunewald in Berlin (West).
(○ = Eiche, △ = Hainbuche, □ = Traubenkirsche)

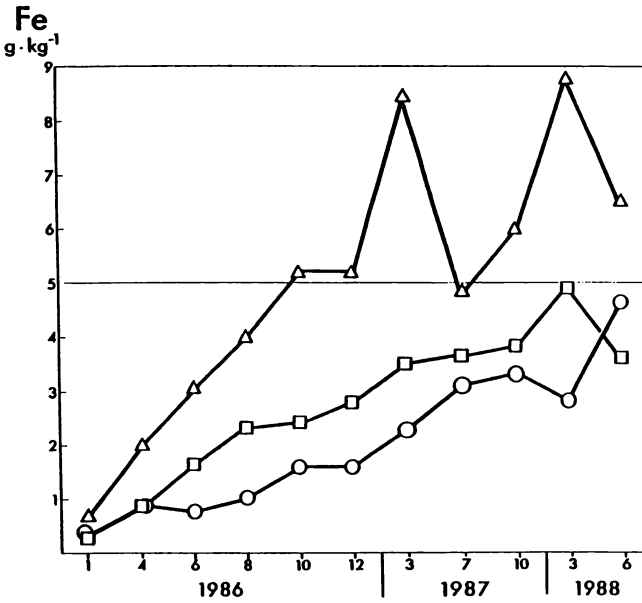


Abb. 9: Eisenkonzentrationen in der Blattstreu während der Zersetzung in ballungsraumnahen Waldökosystemen im Grunewald in Berlin (West).
 (○ = Eiche, △ = Hainbuche, □ = Traubekirsche)

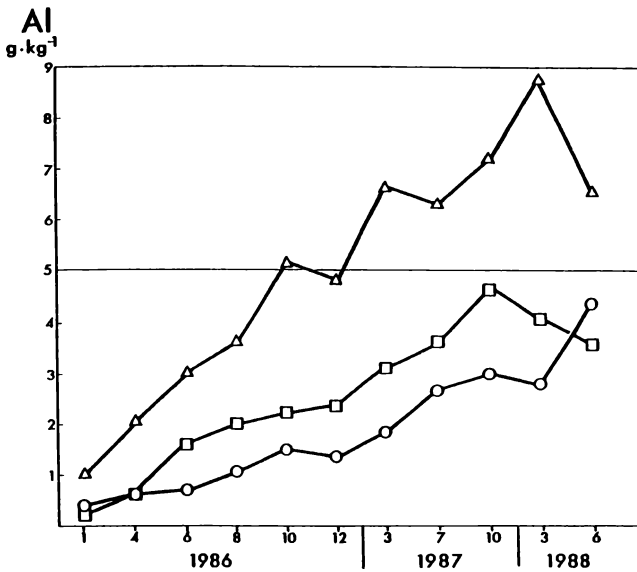


Abb. 10: Aluminiumkonzentrationen in der Blattstreu während der Zersetzung in ballungsraumnahen Waldökosystemen im Grunewald in Berlin (West).
 (○ = Eiche, △ = Hainbuche, □ = Traubekirsche)

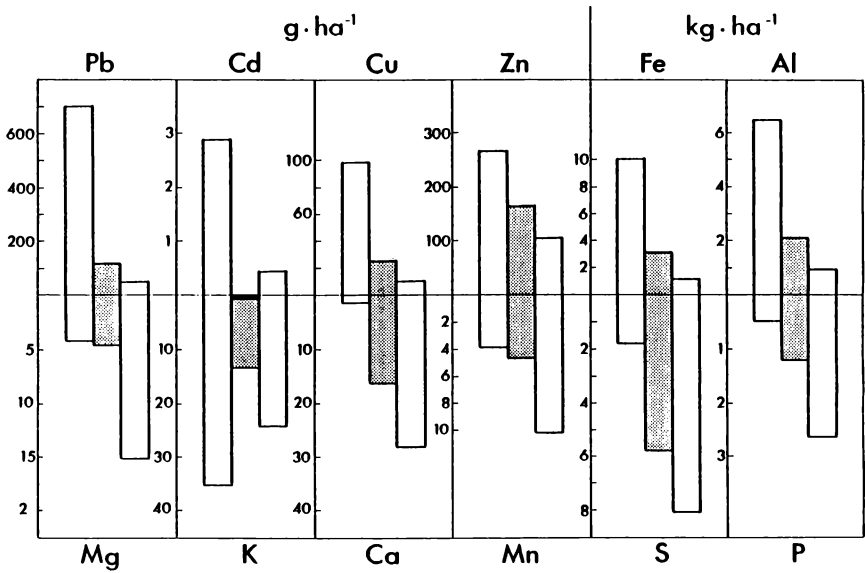


Abb. 11: Elementaerträge aus der Streuschicht von ballungsraumnahen Waldökosystemen während einer einjährigen Zersetzungsphase (1986) im Grunewald in Berlin (West). (1. Säule von links Standort AVUS, 2. Säule Standort PQ und 3. Säule Standort P)

Das Forschungsobjekt Streuschicht/Streuabbau gibt somit eine gute Möglichkeit der Bioindikation auf hohem integralem Niveau. Die Streuschicht ist Ort höchster biologischer Aktivität, wirkt aber gleichzeitig auch als Senke für viele Umweltchemikalien, die einen hemmenden bzw. toxischen Effekt auf die streubewohnenden Organismen haben können. So ist die Chance groß bei Untersuchungen in der Nähe von Ballungsräumen entlang eines gegebenen Immissionsgradienten Veränderungen in der Bodenbiozönose bzw. an der Leistung dieser Organismen wie z.B. dem Streuabbau feststellen zu können. Das Messen und Bilanzieren der biogenen Elementflüsse in ökosystemaren Kompartimenten wie der Streuauflage erlauben die Beschreibung des Elementverhaltens, aber auch, das Milieu von Bodenorganismen besser zu charakterisieren.

Die dieser Veröffentlichung zugrundeliegenden Arbeiten sind Bestandteil des interdisziplinären Projektes "Ballungsraumnahe Waldökosysteme", das als gemeinsames FE-Vorhaben vom Umweltbundesamt und dem Senatverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz finanziert und in deren Auftrag durchgeführt wird. Publikationsnummer 23 aus dem Forschungsprojekt: "Ballungsraumnahe Waldökosysteme".

LITERATUR

- ALAILY F., GRENZIUS R., RENGER M., STAHR K., WESSOLEK G., 1986: Soilsapes of Berlin (West). - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 50: 1-204.
- ANDERSON J.M., INESON P., HUIISH S.A., 1983: Nitrogen and cation mobilization by soil fauna feeding on leaf litter and soil organic matter from deciduous woodlands. - Soil Biol. Biochem. 15: 463-467.
- AUSSENAC G., 1969: Production de litiere dans divers peuplements forestieres de l'est de la France. - Oecol. Plantarum 4: 225-236.

- BECK L., DUMPERT K., FRANKE U., RÖMBKE J., MITTMANN H.W., SCHÖNBORN W., 1988: Vergleichende ökologische Untersuchungen in einem Buchenwald nach Einwirkung von Umweltchemikalien. - In: SCHEELE, B., VERFONDERN, M., (Hrsg.), Auf- findung von Indikatoren zur prospektiven Bewertung der Belastbarkeit von Ökosystemen. - JÜL-SPEZ-439 Kernforschungsanlage Jülich: 548-701.
- BOCOCK K.L., 1963: Changes in the amount of nitrogen in decomposing leaf litter of sessile oak (*Quercus petraea*). - J. Ecol. 51: 555-566.
- BREDEMEIER M., 1987: Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebe- lastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands. - Ber. For- schungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 33.
- DICKENSON C.H., PUGH G.J.F., 1974: The biology of plant litter decomposition. - Aca- demic Press, Oxford.
- ELLENBERG H., MAYER R., SCHAUERMANN J., 1986: Ökosystemforschung-Ergebnisse des Sollingprojektes 1966-1986. - Ulmer, Stuttgart.
- ERNST W.H.O., JOOSSE van DAMME E.N.G., 1983: Umweltbelastung durch Mineral- stoffe: Biologische Effekte. - Fischer, Stuttgart.
- GRENZIUS R., 1984: Starke Versauerung der Waldböden Berlins. - Forstw. Cbl. 103: 131- 139.
- SWIFT M.J., HEAL O.W., ANDERSON J.M., 1979: Decomposition in terrestrial eco- systems. - Blackwell Scientific Publ., Oxford.
- ULRICH B., 1981: Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. - Z. Pflanzenern. Bodenkde. 144: 647-659.

ADRESSE

Dr. Werner Kratz
 Institut für Zoologie
 AG Bodenzoologie und Ökologie
 Tietzenweg 85-87
 D-W-1000 Berlin 45

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: [19 3 1991](#)

Autor(en)/Author(s): Kratz Werner

Artikel/Article: [Dekompositionsprozesse in ballungsraumnahen Waldökosystemen unter Berücksichtigung der Elementflüsse in der Streuschicht 363-373](#)