

**MATERIAŁY  
Z KONFERENCJI****Eliza Dąbrowska-Prot**Samodzielna Pracownia  
Bioindykacji Ekologicznej  
Instytut Ekologii PAN  
Dziekanów Leśny  
05-092 Łomianki**Monitoring ekologiczny ekosystemów  
lądowych — możliwości i zakres \***Ecological monitoring of land  
ecosystems — possibilities and range

Intensywny rozwój gospodarczy świata spowodował zasadniczą zmianę w sposobie użytkowania ziemi. Zmniejsza się areał środowisk naturalnych, a na ich miejsce pojawiają się bardzo produktywne tereny rolne, kompleksy przemysłowe, tereny zurbanizowane itp. Powoduje to wzrost emisji zanieczyszczeń do atmosfery, produkcji odpadów, różnych form chemizacji środowiska, co z kolei wywołuje zasadnicze zmiany w składzie powietrza, wody i gleby, przebudowę szaty roślinnej, a w następstwie i fauny.

Ten kierunek przekształcania się środowiska przyrodniczego i tworzenia nowych krajobrazów niepokoi przyrodników i zmusza ich do głębszego wniknięcia w ekologiczne procesy towarzyszące tym zjawiskom, prowadzącym do załamania się procesów regulacyjnych w ekosystemach i do ich całkowitej degradacji.

Aby jednak można było myśleć o planowym przeciwdziałaniu niekorzystnym zjawiskom, konieczna jest znajomość przekształcania się układów przyrodniczych pod wpływem antropopresji oraz istnienie sprawnego systemu ostrzegania, obejmującego możliwie szeroki zakres zjawisk i procesów zachodzących w przyrodzie.

Takie możliwości stwarza monitoring ekologiczny. Monitoring techniczny, ograniczający się do wskazań poziomu zanieczyszczenia środowiska substancjami szkodliwymi, nie daje możliwości pełnej oceny zagrożenia środowiska, na którą składają się przede wszystkim reakcje układów żywych.

Mimo obserwowanego, szczególnie w ostatnich latach, znacznego wzrostu zainteresowania problemami bioindykacji oraz rozwoju badań nad

---

\* Referat wygłoszony na seminarium „Monitoring ekologiczny” (Kraków, 3—4 V 1984 r.).

organizmami wskaźnikowymi, kryteria przydatności wskaźników nie są jednoznaczne. Na ogół przyjmuje się, że niezbędną cechą dobrego wskaźnika jest proporcjonalność jego wskazań w stosunku do intensywności działania określonego czynnika. Tego typu cechę mają tzw. kumulatory substancji toksycznych. Stopień zanieczyszczenia środowiska ocenia się w tym przypadku wielkością kumulacji substancji szkodliwych w organizmach wskaźnikowych. Mogą to być rośliny, np. porosty (Kiszka 1976, Folkson 1979, Fabiszewski i in. 1983a), mchy (Little i Martin 1974, Grodzińska 1978, Makomaska 1978, Folkson 1979, Grodziński i Yorks 1981), grzyby (Bevon i Greenhalgh 1976), trawy, chwasty i rośliny uprawne (Goodman i Roberts 1971, Grodziński i Yorks 1981, Fabiszewski i in. 1983a), liście drzew (Little 1973, Harabin i in. 1980, Grodziński i Yorks 1981, Świeboda i Kalemba 1983). Mogą to być też różne grupy zwierząt, np. drobne ssaki (Beardsley i Vagg 1978), ssaki kopytne (Sawicka-Kapusta 1978, 1979), ptaki (Pinowska, Kraśnicki i Pinowski 1981, Pinowska i Pinowski 1982, Pinowska i in. 1983), a nawet owady (Grodziński i Yorks 1981, P. Nuorteva i S.-L. Nuorteva 1982). Proponuje się również wykorzystanie do oceny stanu zanieczyszczenia środowiska właściwości kumulacyjnych wierzchnich warstw gleby (Goodman i Roberts 1971, Tyler 1972) czy też kory drzew (Grodzińska 1971).

Monitoring „kumulacyjny” jest już z powodzeniem wykorzystywany praktycznie do oceny stref zanieczyszczenia środowiska zarówno w mikroskali, jak i w skali całego globu. Tak np. Little i Martin (1974) opracowali mapę zanieczyszczenia metalami ciężkimi (Zn, Pb, Cd) rejonu Bristolu metodą wykładania woreczków ze *Sphagnum*. W Polsce Grodzińska (1978) oceniła stopień zanieczyszczenia dwunastu Parków Narodowych metalami ciężkimi i innymi substancjami szkodliwymi używając mchy, a Fabiszewski i in. (1983a) przy użyciu porostów gatunku *Hypogymnia physodes* wyróżnił strefy zanieczyszczenia środowiska wokół huty miedzi „Legnica”.

Ten typ monitoringu ekologicznego jest w pewnym sensie odpowiednikiem monitoringu technicznego, ponieważ tak jak on daje wyobrażenie o poziomie zanieczyszczenia środowiska szkodliwymi substancjami. Jest jednak mniej dokładny ze względu na złożoność reakcji organizmów testowych na substancje toksyczne i na środowisko abiotyczne (Goodman i Roberts 1971, Little 1973, Fabiszewski 1983, Fabiszewski i in. 1983b). Daje natomiast wyobrażenie o możliwościach przechwytywania i kumulowania zanieczyszczeń w organizmach żywych oraz przekazywania ich do dalszych poziomów troficznych ekosystemów.

Na innych zasadach opiera się testowanie środowiska na podstawie reakcji populacji, biocenoz czy też ekosystemów na różne typy antropo-

presji. Punkt ciężkości w tego typu analizie przerzucony jest z oceny poziomu zanieczyszczeń na ocenę stopnia odkształcania się struktury i funkcji układów przyrodniczych.

Rozwijana jest głównie i stosowana na skalę praktyczną bioindykacja gatunkowa, wykorzystująca takie organizmy, których reakcje można przyporządkować określonemu poziomowi szkodliwego czynnika. Mogą to być zmiany występowania i liczebności populacji gatunku o określonych wymaganiach środowiskowych. Mogą to być również zmiany w intensywności procesów fizjologicznych roślin i zwierząt, np. w respiracji gatunków roślin (Showman 1972, Fabiszewski i Bielecki 1983), zwierząt (Opaliński 1981a, 1981b, Fischer 1982), w intensywności fotosyntezy (Showman 1972, Maczek 1977, Czarnowski 1983, Fabiszewski i Bielecki 1983), w cechach morfologicznych osobników (Harabin i in. 1980, Fabiszewski i in. 1983b) itp.

Jeśli są to gatunki o znanej biologii, ekologii i fizjologii, kosmopolityczne, o ograniczonej zmienności genetycznej, łatwo hodowane lub odławiane w środowisku, a ponadto reagujące specyficznym na testowane szkodliwe czynniki, to uzyskujemy dobre organizmy testowe do monitoringu gatunkowego.

Jeśli jednak sięgniemy do wyższych poziomów organizacji przyrody — biocenoz czy ekosystemów — nie możemy oczekiwać, tak jak w przypadku bioindykacji gatunkowej, specyficzności reakcji tych układów i jej proporcjonalności w stosunku do jednego, określonego czynnika środowiskowego. Z reguły nie ma bowiem bezpośredniej zależności między działaniem czynnika a reakcją ekosystemu czy biocenozy. Są to zwykle zależności pośrednie, przy czym zarówno bodziec jak i reakcję należy traktować na tym poziomie organizacji przyrody jako zjawiska zbiorcze.

Analiza wyników badań nad przekształcaniem się biocenoz wykazuje duże podobieństwo ich reakcji na różne typy działań gospodarczych człowieka. Tak na przykład zarówno w warunkach oddziaływania zabiegów melioracyjnych (Kajak, Okruszko i Pętał w druku), intensywnego rolnictwa (Dąbrowska-Prot 1980, Łuczak 1980), przemysłowienia (Schnaider i Chłodny 1977, Trojan 1980, Dąbrowska-Prot 1982), urbanizacji (Trojan 1982) czy niewłaściwej gospodarki leśnej (Leśniak 1979, Szujecki 1979) zmiany zachodzące w biocenozach manifestują się w podobny sposób, mimo iż w każdym z tych przypadków działa inny zespół czynników przewodnich. Obserwuje się więc m. in.: (1) w strukturze fauny bezwzględne lub względne (wzrost dominacji) ubożenie jakościowe oraz zwiększenie udziału gatunków eurytopowych i kosmopolitycznych, (2) w strukturze troficznej wzrost udziału form roślinożernych, (3) przebudowę zespołów zwierzęcych, prowadzącą do zwiększenia udziału form drobnych, ruchliwych,

o krótkim cyklu życiowym, co w konsekwencji prowadzi do zwiększenia kosztów energetycznych utrzymania całego układu.

Wynika stąd, że chcąc przy użyciu wskaźników biocenotycznych określić stopień odkształcenia się biocenoz w warunkach antropopresji musimy liczyć się z faktem, że podobną odpowiedź uzyskamy w wyniku działania różnych czynników. Z kolei intensywność reakcji biocenozy na szkodliwe czynniki środowiska jest uzależniona od kompleksu zjawisk, takich jak naturalna zmienność i wrażliwość układów w czasie i przestrzeni, synergiczne oddziaływanie czynników biocenotycznych i środowiskowych, intensywność kumulacji substancji szkodliwych oraz skutków ich oddziaływania. Powoduje to w konsekwencji, że odpowiedź biocenozy na te bodźce jest wypadkową wszystkich tych działań. Ma ona walor kompleksowej odpowiedzi układu na oddziaływanie zespołu czynników środowiskowych i wskazuje na rzeczywiste zagrożenie przyrody, wynikające ze stopnia naruszenia, przez kompleks warunków środowiskowych, stabilności i odporności całego układu biocenotycznego.

Stąd też reakcja biocenozy czy ekosystemu nie jest i najczęściej nie może być proporcjonalna do siły oddziaływania określonego jednego czynnika środowiskowego, nawet jeśli dotyczy to tak silnie oddziałującego czynnika, jakim są emisje przemysłowe. Zwykle jednak badacz oczekuje, że intensywność zmian zachodzących w ekosystemach będzie proporcjonalna do stopnia skażenia środowiska przez przemysł oraz że zmiany te będą polegały na postępującym ubożeniu jakościowym i ilościowym układów przyrodniczych i ich destrukcji funkcjonalnej. Temu założeniu podporządkowana jest metodyka badań oraz ich ukierunkowanie na poszukiwanie przede wszystkim wskaźników degradacji biocenozy.

Już jednak Smith (1974), a następnie Bormann (1982a, 1982b) zwrócili uwagę na fakt, że zależność: ekosystem leśny—emisje przemysłowe ma bardzo złożony, nieliniowy przebieg. Wyróżnili szereg stadiów w rozwoju sytuacji w ekosystemie i zilustrowali je reakcjami roślinności i procesami glebowymi. Mianowicie przy niskim poziomie emisji ekosystem działa jako chwytnacz zanieczyszczeń, które utylizuje w procesach biologicznych. Na tym etapie oddziaływania przemysłu nie obserwuje się żadnych negatywnych zmian w ekosystemie, a niekiedy nawet stymulację pewnych procesów u roślin, ocenianą jako efekt nawożeniowy zanieczyszczeń.

Dopiero dalszy wzrost emisji wyzwała pewne zjawiska i procesy, nie naruszające jednak jeszcze stabilności ekosystemu. A więc zmieniają się układy konkurencyjne, nasilają się zależności typu roślina—roślinożerca i pasożyt—patogen. Osłabieniu mogą ulec procesy fotosyntezy i reprodukcji. Pojawiają się zmiany w cyklach pierwiastków biofilnych.

Dalsze nasilanie się emisji przemysłowych wyzwała procesy selekcji i wypadania gatunków wrażliwych, zmniejszanie się liczebności populacji gatunków utrzymujących się jeszcze w środowisku, drastyczne

osłabienie procesów fizjologicznych u roślin, spadek poziomu produkcji pierwotnej. Stopniowo zanika struktura pionowa ekosystemu. Osłabia się jego zdolność do regulacji krążenia pierwiastków, co wzmacnia ich „ucieczkę” z ekosystemu, stymulowaną silną erozją gleb. Zmieniają się lokalne warunki klimatyczne.

W końcowym etapie następuje całkowita degradacja strukturalna ekosystemu, załamanie jego układów regulacyjnych i zanik podstawowych funkcji. Ekosystem leśny ulega zniszczeniu.

Tak więc można powiedzieć, że proces przekształcania się ekosystemu pod wpływem oddziaływania tak silnego czynnika środowiskotwórczego, jakim jest przemysł, przebiega w kilku fazach, a w każdej z nich zachodzą charakterystyczne zmiany strukturalne i funkcjonalne, a destrukcyjne pojawiają się dopiero w końcowych etapach rozwoju sytuacji.

Omówione wyżej zmiany dotyczyły roślinności i procesów glebowych. Badania prowadzone przez Instytut Ekologii PAN na Śląsku w Rybnickim Okręgu Węglowym dostarczają z kolei danych na temat reakcji zespołów zwierzęcych na postępujące przekształcanie się środowiska pod wpływem przemysłu. Badania miały charakter wieloprzestrzenny — obejmowały typowe dla tego regionu układy ekosystemów naturalnych i uprawowych.

Podobnie jak w przypadku analizowanych przez Smitha i Bormanna reakcji roślinności, również w reakcjach zespołów zwierzęcych na Śląsku nie obserwowano ich postępującej degradacji, proporcjonalnej do wielkości emisji przemysłowych i stopnia przekształcenia środowiska (Dąbrowska - Prot 1984).

Przy niskim poziomie presji przemysłowej (mierzonej wielkością i jakością emisji, stopniem przekształcenia zespołów roślinnych, zaburzeniem stosunków wodnych, jakością gleby) biocenozy zachowywały swoje właściwości strukturalne i funkcjonalne oraz bogactwo, porównywalne z biocenozami z innych, nie przekształconych terenów (Dąbrowska - Prot 1982).

Na obszarze o wyższym poziomie presji przemysłu obserwowano przede wszystkim reakcje o charakterze adaptacyjnym, takie np., które Southwood (1978) określa jako podstawową strategię gatunku w unikaniu niekorzystnych warunków środowiska, a mianowicie ucieczkę w „czasie” i „przestrzeni”. W badanych warunkach manifestowały się one zmianami dyspersji w krajobrazie szeregu grup zwierząt, takich jak *Diptera* (Dąbrowska - Prot 1984), *Araneae* (Łuczak 1984), *Coccinellidae* (Gałęcka 1980) oraz zwiększeniem produkcji form przetrwalnikowych, np. sporu glebowych *Protozoa* (Sztrantowicz 1980).

Zmieniał się również kierunek i intensywność migracji sezonowych oraz miejsca zimowania niektórych grup zwierząt, np. *Coccinellidae* (Gałęcka 1980) i drobnych ssaków (Walkowa i in. 1982). Przebu-

dowa strukturalna zespołów zwierząt zwiększała eurytopowy charakter fauny, zmniejszała jej specyficzność, przy zachowaniu pełnej jej różnorodności gatunkowej (Dąbrowska-Prot 1982, 1984). Zmiany w strukturze troficznej prowadziły do wzrostu udziału w faunie fitofagów (Bajani i Kozłowska 1982). Obserwowano również zmiany w fenologii pewnych gatunków roślin podszytu (np. jeżyny, kruszyny) i runa (gatunki borówki) (Baron 1984).

Niektóre z tych zmian pociągały za sobą skutki wtórne w postaci osłabienia pewnych typów zależności biocenotycznych. Dotyczyło to np. zależności drapieżniczych (*Aranea—Diptera*) osłabiających się w wyniku przeciwstawnie zachodzących zmian w dyspersji drapieżców i ich ofiar w miarę nasilania się presji przemysłu (Dąbrowska-Prot 1984, Łuczak 1984). Dotyczyło to również związków typu fitofag—roślina żywicielska (mszyce—kruszyna). W wyniku opóźnienia fenologicznego rozwoju rośliny występowało zjawisko zaburzenia ewolucyjnie utrwalonej synchronizacji cyklu rozwojowego fitofaga i rośliny żywicielskiej (Gałęcka 1984).

Obserwowano ponadto na terenie średnio przekształcanym przez przemysł, w porównaniu z mniej przekształconym, zjawiska stymulacji pewnych procesów. Dotyczyło to np. wzrostu ilościowego niektórych grup zwierząt — zarówno owadów glebowych i naziemnych, pajaków, jak i drobnych ssaków. Jednocześnie zwiększała się amplituda sezonowych zmian ich liczebności. Wzrastała intensywność wymiany gatunków w zespołach zwierząt, szczególnie w grupie dominantów. Wzrastał poziom procesów życiowych u zwierząt i roślin, np. respiracji, u tak różnych grup drapieżców, jak *Araneae* i *Coccinellidae* (Zimarkowska-Gnoińska 1981, 1984), płodności u pajaków (Tarwid 1984) i drobnych ssaków (Walkowa, Adamczyk i Chełkowska 1982), produkcji kwiatów i owoców u roślin podszytu (jeżyna, malina) i runa (gatunki borówki) (Baron 1984).

Dopiero w terenie o wysokim poziomie presji przemysłowej, stale podtapianym w wyniku intensywnej działalności górniczej, gdzie wielkość i jakość emisji zanieczyszczeń wg danych Wojewódzkiej Stacji Sanitarnej-Epidemiologicznej w Katowicach (1981, 1982) osiągała najwyższą klasę wielkości dla Śląska, a zespoły roślinne wykazywały wysoki stopień degradacji wg klasyfikacji Celińskiego, Wiki i Baron (1982), obserwowano wyraźne przejawy degradacji fauny. Następowo ubożenie jakościowe i ilościowe biocenozy, przejawiające się w niektórych grupach zwierząt prawie 100-procentową dominacją jednego gatunku, np. w zespołach *Coccinellidae* (Gałęcka 1980) oraz wycofywanie się niektórych grup fitofagów, np. wśród *Diptera* (Dąbrowska-Prot 1980). Osłabieniu ulegały procesy życiowe zwierząt i roślin: obserwowano spadek płodności i żywotności młodych osobników (u gatunku pajaka

*Enoplognatha ovata* Cl.), spadek reprodukcji szeregu gatunków roślin (np. gatunków borówek), zmniejszenie produkcji biomasy osobniczej — drobnienie form (Dąbrowska - Prot 1984).

Omówione wyżej zjawiska wykazują, jak skomplikowane i różnorodne są reakcje biocenozy na uprzemysłowienie. Można przyjąć, że przy pewnym poziomie presji przemysłowej są one w stanie zachować stabilność strukturalną i funkcjonalną. W miarę wzrostu presji środowiska następuje szereg zmian adaptacyjnych, takich jak zmiana dyspersji zwierząt, przebudowa gatunkowa zespołów zwierząt i roślin, zmiany w strukturze troficznej, w fenologii organizmów.

Jednocześnie ujawniają się pierwsze oznaki naruszania równowagi ekosystemów, manifestujące się gwałtownymi wahaniami liczebności i biomasy zwierząt, masowymi pojawami szkodników, częstymi wymianami gatunków w strukturze zespołów zwierząt itp. Wszystkie te zjawiska wskazują na osłabienie procesów regulacyjnych w układach ekologicznych. Wzrost poziomu metabolizmu osobniczego (respiracji) świadczy również o niekorzystnych reakcjach fizjologicznych organizmów.

Dalsze oddziaływanie przemysłu prowadzi do ilościowego i jakościowego ubożenia biocenoz, osłabienia procesów życiowych zwierząt i roślin, do zwiększenia kosztów utrzymania całego układu.

Podsumowując powyższe rozważania należałoby przyjąć, że ekosystem podlegający silnym stresom, takim jak np. emisje przemysłowe, przechodzi kilka jakościowo różnych etapów zmian: etap utylizacji emisji bez widocznych skutków dla ekosystemu, etap, który hasłowo można określić jako reorganizacyjny lub adaptacyjny oraz etap zmian destrukcyjnych. Trwanie w czasie każdego z tych etapów oraz intensywność towarzyszących zmian uzależniona jest od siły bodźca i mechanizmów stabilizujących cały ekosystem.

Wynikają z tego obrazu zmian pewne konsekwencje dla monitoringu ekologicznego. Jeżeli bowiem będziemy rozumieli go dosłownie jako system ostrzegania przed niebezpieczeństwem załamania się struktury i funkcji ekosystemu, powinien on przede wszystkim opierać się na wskaźnikach charakteryzujących etapy adaptowania się układów do pogarszających się warunków środowiska. Wskaźniki degradacji, najczęściej poszukiwane przez badaczy, rejestrujące tempo ubożenia jakościowego i ilościowego ekosystemu oraz jego degradacji funkcjonalnej, informują często o sytuacji, w której nie ma już mowy o działaniach zapobiegawczych.

Badania wykazały ponadto dużą wartość poznawczą i praktyczną bioindykacji prowadzonej w skali krajobrazu (fizjocenozy). Pozwalają one na wskaźnikowe porównanie sytuacji w różnych typach ekosystemów; dopiero taki zestaw danych daje wyobrażenie o skali przeobrażeń zachodzących w terenie.

Ponadto intensywność procesów takich jak np. migracje, dyspersja, wymiana fauny, pierwiastków biofilnych i zanieczyszczeń między ekosystemami itp. można ocenić tylko w skali wielkoprzestrzennej (wieloekosystemowej), a są to zjawiska bardzo nasilające się w warunkach intensywnej gospodarki człowieka.

Należałoby nasilić badania nad wskaźnikami charakteryzującymi zjawiska i procesy zachodzące w fizjocenozie, ponieważ w rzeczywistości najczęściej niszczymy czy też przekształcamy nie jeden ekosystem, a cały ich układ, charakterystyczny dla danego regionu. Wiemy również, że trwałość tego układu jest uzależniona od odporności i współdziałania jego składowych.

### Piśmiennictwo

- Bajan C., Kozłowska J. 1982 — Type of agrarian management of industrialized regions with special attention paid to plant protection — *Pol. ecol. Stud.* 8: 289—303.
- Baron H. 1984 — The effect of industrial pollution of environment in Silesia on phenology of *Vaccinium myrtillus* L. and *Vaccinium vitis-idaea* L. in *Pino-Quercetum* Kozł. 1925 — *Pol. ecol. Stud.* 10 (w druku).
- Beardsley A., Vagg M. J. 1978 — Use of the field vole (*M. agrestis*) for monitoring potentially harmful elements in the environment — *Envir. Pollut.* 16: 65—71.
- Bevon R. J., Greenhalgh G. N. 1976 — *Rhytisma acerinum* as a biological indicator of pollution — *Environ. Pollut.* 10: 271—285.
- Bormann F. H. 1982a — The New England landscape: air pollution stress and energy policy — *Ambio*, 11: 188—194.
- Bormann F. H. 1982b — The effects of air pollution on the New England landscape — *Ambio*, 11: 338—346.
- Celiński F., Wika S., Baron H. 1982 — Vegetation of Knurów town and its surroundings with trends of multiannual changes — *Pol. ecol. Stud.* 8: 241—258.
- Czarnowski M. 1983 — Fotosynteza drzew liściastych skażonych emisjami przemysłowymi (W: *Bioindykacja skażeń przemysłowych i rolniczych*, Red. J. Fabiszewski) — PAN, Wrocław, 119—129.
- Dąbrowska-Prot E. 1980 — Ecological analysis of *Diptera* communities in the agricultural region of the Masurian Lakeland and the industrial region of Silesia — *Pol. ecol. Stud.* 6: 685—716.
- Dąbrowska-Prot E. 1982 — Structural and functional characteristics of biocoenoses in industrial regions exemplified by surroundings of the town of Knurów — *Pol. ecol. Stud.* 8: 259—288.
- Dąbrowska-Prot E. 1984 — Structural and functional characteristics of *Chloropidae* community in an industrial landscape — *Pol. ecol. Stud.* 10 (w druku).
- Fabiszewski J. (Red.) 1983 — *Bioindykacja skażeń przemysłowych i rolniczych* — Wyd. PAN, Zakład Narodowy im. Ossolińskich, Wrocław, ss. 462.
- Fabiszewski J., Bielecki K. 1983 — Zastosowanie badań fotosyntezy, oddychania i zawartości barwników u transplantowanych porostów w ocenie skażenia środowiska (W: *Bioindykacja skażeń przemysłowych i rolniczych*, Red. J. Fabiszewski) — PAN, Wrocław, 107—117.



- Fabiszewski J., Bielecki K., Brej T. 1983a — Intensywność fotosyntezy i oddychania oraz zawartość barwników chlorofilowych jako wskaźnik skażenia środowiska wokół huty miedzi (W: Bioindykacja skażeń przemysłowych i rolniczych. Red. J. Fabiszewski) — PAN, Wrocław, ss. 462.
- Fabiszewski J., Brej T., Bielecki K. 1983b — Fitoindykacja wpływu huty miedzi na środowisko biologiczne — Pr. wrocł. Tow. nauk. B, 207: 5—109.
- Fischer Z. 1982 — Impact of coal mining industry on some bioenergetic indices — Pol. ecol. Stud. 8: 331—342.
- Folkesson L. 1979 — Interspecies calibration on heavy — metal concentrations in nine mosses and lichens: applicability to deposition measurements — Water Air Soil Pollut. 11: 253—260.
- Gałęcka B. 1980 — Structure and functioning of community of *Coccinellidae* (Coleoptera) in industrial and agricultural-forest region — Pol. ecol. Stud. 6: 717—734.
- Gałęcka B. 1984 — Phenological development of *Frangula alnus* Mill. in an industrial region and the number of *Aphis frangulae* Kalt. — Pol. ecol. Stud. 10: 141—155.
- Goodman G. T., Roberts T. M. 1971 — Plants and soils as indicators of metals in the air — Nature (Lond.) 231: 287—292.
- Grodzińska K. 1971 — Acidification of tree as a measure of air pollution in Southern Poland — Bull. Acad. pol. Sci. Sér. Sci. biol. Cl. II, 19: 189—195.
- Grodzińska K. 1978 — Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in Polish national parks — Water Air Soil Pollut. 9: 83—97.
- Grodziński W., Yorks T. P. 1981 — Species and ecosystem — level bioindicators of airborne pollution: an analysis of two major studies — Water Air Soil Pollut. 16: 33—53.
- Harabin Z., Kawalec A., Warteresiewicz M., Węgierek S., Wrona A. 1980 — Wpływ emisji przemysłowych na zachowanie się sosny zwyczajnej (*Pinus silvestris* L.) w wybranych kompleksach leśnych Nadleśnictwa „Rybnik” — Arch. Ochr. Środ. 1: 107—139.
- Kajak A., Okruszko H., Pętał J. (Red.) 1984 — Torfowiska pradoliny Biebrzy, warunki środowiskowe, zmiany zachodzące pod wpływem gospodarki — Pol. ecol. Stud. 10 (w druku).
- Kiszka J. 1976 — A correlation between the occurrence of the *Usnea* lichens in the neighbourhood of Krakow and sulphur dioxide pollution — Acta mycol. 12: 261—263.
- Leśniak A. 1979 — Możliwości bioindykacji antropogenicznych zniekształceń środowisk leśnych na podstawie zmian w zgrupowaniach bezkręgowców (W: I Sympozjum Ochrony Ekosystemów Leśnych. Rogów 19—20 XI 1979) — SGGW-AR, Warszawa, 5—128.
- Little P. 1973 — A study heavy metal contamination of leaf surfaces — Environ. Pollut. 5: 159—172.
- Little P., Martin M. H. 1974 — Biological monitoring of heavy metal pollution — Environ. Pollut. 6: 1—19.
- Łuczak J. 1980 — Spider communities in crop fields and forests of different landscape of Poland — Pol. ecol. Stud. 6: 735—762.
- Łuczak J. 1984 — Spiders of the industrial areas — Pol. ecol. Stud. 10: 157—185.
- Maczek W. 1977 — Photosynthesis production of *Pinus silvestris* (L.) in the Niepołomice Forest within the range of industrial emission — Bull. Acad. Sci. Sér. Sci. biol. Cl. II, 25: 685—693.

- Makomaska M. 1978 — Heavy metals contamination of pinewoods in the Niepołomice Forest (Southern Poland) — Bull. Acad. Pol. Sci. Sér. Sci. biol. Cl II, 26: 679—685.
- Nuorteva P., Nuorteva S.-L. 1982 — The fate of mercury in sarcosaprophagous flies and in insects eating them — Ambio, 11: 34—37.
- Opaliński K. W. 1981a — Respiration of grasshoppers (*Chorthippus* sp.) in degraded area — Pol. ecol. Stud. 7: 15—27.
- Opaliński K. W. 1981b — Respiration of a slug, *Limax* sp. in degraded area — Pol. ecol. Stud. 7: 29—35.
- Pinowska B., Kraśnicki K., Pinowski J. 1981 — Estimation of the degree of contamination of granivorous birds with heavy metals in agricultural and industrial landscape — Ekol. pol. 29: 137—149.
- Pinowska B., Pinowski J. 1982 — Wpływ rtęci i kadmu na ptaki ziarnojady i ptaki drapieżne — Kosmos A, 31: 39—49.
- Pinowski J., Pinowska B., Kraśnicki K., Tomek T. 1983 — Chemical composition of growth in nestling rooks *Corvus frugilegus* — Ornis scand. 14: 289—298.
- Sawicka-Kapusta K. 1978 — Heavy metals content in the roe deer antlers from the Silesian forests — Arch. Ochr. Środ. 1: 107—121.
- Sawicka-Kapusta K. 1979 — Roe deer antlers as bioindicators of environmental pollution in southern Poland — Environ. Pollut. 19: 283—293.
- Schnaider Z., Chłodny J. 1977 — Entomofauna of forest plantations in the zone of disastrous industrial pollution (W: Relationship between increase in air-pollution toxicity and elevation above ground. Red. J. Wolak) — Forest Research Institute, Warszawa, 81—108.
- Showman R. E. 1972 — Residual effects of sulfur dioxide on the net photosynthetic and respiratory rates of lichen thalli and cultured symbionts — Bryologist, 75: 335—342.
- Smith W. H. 1974 — Air pollution — effects on the structure and function of the temperate forest ecosystem — Environ. Pollut. 6: 111—129.
- Southwood T. R. E. 1978 — Escape in space and time — concluding remarks (W: Evolution of insect migration and diapause. Red. H. Dingle) — Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 277—279.
- Sztrantowicz H. 1980 — Structure and numbers of soil Protozoa on industrial areas of Silesia — Pol. ecol. Stud. 6: 607—624.
- Szujewski A. 1979 — Kierunki zmian w entomofaunie pod wpływem gospodarki leśnej (W: I Sympozjum Ochrony Ekosystemów Leśnych. Reakcje bezkręgowców na presje antropogeniczne w środowisku leśnym. Rogów 19—20 XI 1979) — SGGW-AR, Warszawa, 65—76.
- Świeboda M., Kalemba A. 1983 — Zastosowanie wybranych testów biologicznych do oceny poziomu skażenia powietrza atmosferycznego związkami fluoru i dwutlenkiem siarki (W: Bioindykacja skażeń przemysłowych i rolniczych. Red. J. Fabiszewski) — PAN, Wrocław, 87—105.
- Tarwid M. 1984 — Fecundity of the spider *Enoplognatha ovata* Cl. in industrial and forest-agricultural regions — Pol. ecol. Stud. 10: 47—60.
- Trojan P. 1980 — Homeostaza ekosystemów — Zakład Narodowy im. Ossolińskich, Wrocław, Warszawa, Kraków, Gdańsk, ss. 149.
- Trojan P. (Red.) 1982 — Zoocenotyczne podstawy kształtowania środowiska przyrodniczego osiedla mieszkaniowego Białołęka Dworska w Warszawie — Fragm. faun. 26: 5—531.
- Tyler G. 1972 — Heavy metals pollute nature, may reduce productivity — Ambio, 1: 52—59.

W al k o w a W., A d a m c z y k K., C h e ł k o w s k a H. 1982 — Numbers and structure of rodent communities in forest environment of Silesia — Pol. ecol. Stud. 8: 305—330.

W o j e w ó d z k a Stacja Sanitarno-Epidemiologiczna 1981 — Zanieczyszczenia atmosfery w woj. katowickim w roku 1980 — Katowice, ss. 256.

W o j e w ó d z k a Stacja Sanitarno-Epidemiologiczna 1981 — Zanieczyszczenia atmosfery w woj. katowickim w roku 1981 — Katowice, ss. 177.

Z i m a k o w s k a - G n o i ń s k a D. 1981 — The effect of industrial pollution on bioenergetic indices and on chemical composition of polyphagous predators — *Ara-neae* — Pol. ecol. Stud. 7: 61—76.

Z i m a k o w s k a - G n o i ń s k a D. 1984 — Respiration and energetic value of *Coccinella septempunctata* L. in degraded area by coal mining industry — Pol. ecol. Stud. 10: 23—34.

## Summary

Economical development of the world results in intensive transformation of natural environment and creation of new landscapes. Therefore naturalists have to analyse ecological processes accompanying these phenomena. Negative effects can be only avoided by through knowledge of trends of transformation of natural systems under the influence of anthropopressure as it is the basis of the efficient warning system — ecological monitoring. Technical monitoring, limited to indications of the level of environmental pollution, does not allow to estimate fully the danger in which the reactions of biological systems are very important.

There are already several types of ecological monitoring. In the simplest one the degree of environmental pollution is estimated by the amount of noxious substances cumulated in bioindicators — in plants and animals. This method is being used with good practical results both in microscale and all over the world. It is in a way an equivalent of technical monitoring.

The monitoring, where testing of the environment is based on reactions to various types of anthropopressure, populations, biocenoses or ecosystem, the point of gravity is no longer the pollution level but the degree of deformation of structure and function of natural systems.

Species bioindication using organisms having reactions which can be assigned to a particular level of the harmful factor, is being developed and used for practical purposes. If these are species of a known biology, ecology and physiology, cosmopolitan ones, having a limited genetic variability, easily cultivated or caught in the environment, also with a specific reaction to tested factors, then good species indicators are obtained for the species monitoring.

In case of higher levels of nature organization — biocenoses, ecosystems — one cannot expect, as is the case of species bioindication, a specific reaction of these systems and its proportionality towards one particular environmental factor, because there is no direct relation between the influence of a factor and the reaction of ecosystem or biocenosis. These are usually indirect relations, but both the stimulus and reaction should be treated on this level of nature organization as cumulative phenomena.

Smith (1974) and Bormann (1982b) have pointed out that the relationship: forest ecosystem—industrial emission has an extremely complex non-linear course. They have distinguished a number of stages of ecosystem reaction to the transforming industrial environment and have provided the plant reactions and soil processes. The studies conducted by the Institute of Ecology, Polish Academy of

Sciences, in Silesia — the most industrial region in Poland — provide data on the reaction of animal communities to progressing transformation of environment under the influence of industry.

Similarly as in case of plant reactions analysed by Smith and Bormann, plant communities of Silesia did not show an advancing degradation proportional to the amount of industrial emission and degree of environmental transformation.

At a low level of industrial pressure (measured by the amount and quality of emission, transformation of plant communities, disturbance of water relations, soil quality) biocenoses retained their structural and functional properties, comparable to biocenoses of other not transformed areas. With the increasing pressure of industrial environment a number of adaptational changes take place in the biocenosis, such as: spore formation, changes in animal dispersion, structural transformation of animal and plant communities increasing the eurythopic character of fauna, changes in the trophic structure, in phenology of organisms, etc. At the same time there are first symptoms of disturbed balance of ecosystems displayed by rapid fluctuations in numbers and biomass of animals, mass appearance of pests, frequent exchange of species in animal communities, higher individual metabolism (respiration) etc. All these phenomena indicate the weakening of controlling processes in ecological systems.

Further influence of industry causes quantitative and qualitative degradation of biocenoses, weaker life processes of animals and plants, and increasing costs of maintenance of the whole ecosystem.

Thus, it can be assumed, that an ecosystem under strong pressure goes through several, qualitatively different, stages of changes: stage of emission utilization by ecosystem without noticeable consequences for its structure and functioning, afterwards adaptation stage and stage of ecosystem destruction. The persistence in time of each stage and intensity of changes depend on the stimulus force on the one hand and on mechanisms stabilizing the whole ecosystem on the other.

If the ecological monitoring is understood as a warning system against the danger of breaking down of the structure and function of the ecosystem then it should be based, first of all on indices characterizing the adaptational stages of systems to deteriorating conditions in the environment. Degradation indices, most frequently the object of investigations, record the rate of qualitative and quantitative deterioration of ecosystem and its functional degradation and frequently provide information about the situation, where no kind of preventive treatments are possible.