

ELIZA DĄBROWSKA-PROT

### **Muchówki (*Diptera*) jako bioindykatory stanu środowiska przyrodniczego\***

Problem wzrastającego tempa zanieczyszczenia, a w związku z tym przekształcania przyrody przez człowieka, nabrał w ostatnich latach ogromnego znaczenia. Zajmują się nim nie tylko uczeni, ale również politycy, działacze społeczni, dziennikarze. Termin „katastrofa ekologiczna” jest nieobcy nawet ludziom mającym niewiele wspólnego z naukami przyrodniczymi.

Przed badaczami stało poważne zadanie opracowania metod oceny stanu środowiska i systemów ostrzegania przed nieodwracalnymi, antropogenicznymi zmianami zachodzącymi w przyrodzie, prowadzącymi często do jej całkowitego zniszczenia. W ostatnich latach obserwuje się znaczny rozwój badań bioindykacyjnych. Koncentrują się one wokół poszukiwań organizmów roślinnych i zwierzęcych, kumulujących substancje toksyczne, których poziom w organizmach stanowi podstawę oceny poziomu zanieczyszczenia środowiska tymi substancjami (np. Bevon, Greenhalgh 1976; Beardsky, Vaag 1978; Makomaska 1978; Grodziński, Yorks 1981; Pinowski et al. 1983). Wstępne badania tego typu prowadzone były również na muchówkach z rodziny *Calliphoridae*, a dotyczyły one kumulowania rtęci w ciałach ich kolejnych stadiów rozwojowych, wydalania jej z kałem oraz przekazywania do poziomu drapieżców (Nuorteva P., Nuorteva S. L. 1982). Na podstawie wyników tych badań konstruuje się nawet mapy stref zanieczyszczenia środkami toksycznymi różnych rejonów kraju (np. Grodzińska 1978), które mogą stanowić podstawę praktycznych działań w zakresie ochrony przyrody.

Obok tego typu wskaźników rozwijane są również systemy bioindykacyjne, których celem jest określenie stopnia odkształcenia pod wpływem antropopresji struktury i funkcji układów przyrodniczych – populacji, biocenoz, ekosystemów. Szczególnie intensywnie rozwijana jest i stosowana na skalę praktyczną bioindykacja gatunkowa (np. Buszman 1980; Zimowska-Gnoińska 1981; Fabiszewski i in. 1983). Poszukuje się dla niej organizmów o znanych wymaganiach ekologicznych i właściwościach fizjologicznych, o ograniczonej zmienności genetycznej, kosmopolitycznych i łatwo dostępnych. Gatunki te specyficznie mają reagować na testowane czynniki środowiska, a wielkość ich reakcji (zmiany występowania, intensywność pro-

\* Referat wygłoszony na Sympozjum Sekcji Dipterologicznej PTEntomol. w dniu 14 III 1985 r. w Spale.

cesów fizjologicznych itp.) powinna być proporcjonalna do intensywności działania określonego czynnika szkodliwego.

Poza gatunkami, próbuje się wykorzystywać w bioindykacji jednostki z wyższych poziomów organizacji przyrody – zespoły, biocenozy, ekosystemy (Dills, Rogers 1974; Smith 1974; Szujecki 1979; Gałęcka 1980; Łuczak 1980; Bormann 1982; Dąbrowska-Prot 1982; Trojan 1982). Należy jednak zdawać sobie sprawę z faktu, że w tego typu bioindykacji nie realizuje się, tak jak w przypadku gatunku, zasada specyficzności i proporcjonalności reakcji układu w stosunku do jednego określonego czynnika. Nie ma bowiem bezpośredniej zależności między działaniem takiego czynnika, a reakcją ekosystemu czy też biocenozy. Są to zazwyczaj zależności pośrednie, a reakcja układu jest kompleksową odpowiedzią na oddziaływanie zespołu czynników środowiskowych, modyfikowaną czynnikami biotycznymi oraz naturalną zmiennością wrażliwości tego układu w czasie i przestrzeni. Jednak tylko takie kompleksowe reakcje na środowisko układów ponadgatunkowych dają wyobrażenie o rzeczywistym stanie zagrożenia przyrody. Stąd też z nie-małym trudem uzyskuje się dla bioindykacji wskaźniki typu biocenotycznego i ekosystemowego.

Najpowszechniej używanymi wskaźnikami stanu biocenozy są: liczebność, biomasa i struktura jakościowa. Zdaniem wielu badaczy pierwszą reakcją na stres środowiskowy jest bowiem spadek liczebności organizmów i ich zróżnicowania jakościowego. Tak np. Hellowell (1978) wyróżnił trzy podstawowe typy zmian struktury biocenozy w zbiorniku wodnym pod wpływem zanieczyszczenia środowiska: 1) zmienia się ogólna biomasa, a struktura jakościowa pozostaje bez zmian; 2) występują te same gatunki, ale zmienia się struktura dominacji; 3) zmieniają się zarówno gatunki, jak i struktura dominacji, a biomasa może, ale nie musi ulegać zmianie. Matematyczne wskaźniki zróżnicowania biocenozy, szeroko stosowane w badaniach bioindykacyjnych, oparte są na analizie tych elementów i zdają z powodzeniem egzamin przydatności (Hellowell 1978).

Poza samą liczbą gatunków lub innych grup taksonomicznych wykorzystuje się w analizie różne grupy ekologiczne organizmów np. eurytopy, synantropy itp. (Szujecki 1979; Trojan 1982; Dąbrowska-Prot 1984). W związku z obserwowanym powszechnie znacznym wzrostem udziału roślinożerców w biocenozach terenów o naruszonej równowadze ekologicznej, obiektem analiz są również zmiany w strukturze troficznej (Szujecki 1979; Trojan 1980; Dąbrowska-Prot 1982).

W warunkach stresu środowiskowego, poza zmianami strukturalnymi, obserwuje się również zmiany w intensywności przebiegu pewnych procesów. Czynione są już próby wykorzystania ich w bioindykacji. Mogą to być procesy biocenotyczne, takie jak drapieżnictwo czy pasożytnictwo (Dąbrowska-Prot 1982; Kot 1981), ale również procesy charakteryzujące ekosystem,

takie jak np. wielkość produkcji masy roślinnej (Smith 1974; Grodziński, Yorks 1981; Bormann 1982), czy tempo rozkładu materii organicznej w glebie (Smith 1974; Dodd, Lauenroth 1980; Grodziński Yorks 1981; Bormann 1982). Tak więc poszukiwania wskaźników dla bioindykacji są wielokierunkowe i opracowuje się je dla różnych szczebli organizacji przyrody, przy wykorzystaniu wielu grup zwierząt i różnych procesów przyrodniczych.

Z wielu danych wynika, że muchówki mogą być również dobrym obiektem badań bioindykacyjnych. Stwierdzono np., że różne rodzaje działalności gospodarczej człowieka, prowadzące nawet do intensywnego przekształcenia środowiska, stymulują ilościowy rozwój muchówek (Dąbrowska-Prot 1980). Związane jest to zapewne z charakterem tej grupy owadów, odznaczającej się szerokim spektrum wymogów życiowych (siedliskowych, pokarmowych itp.), wynikającym ze znacznego zróżnicowania cech biologicznych i ekologicznych wchodzących w jej skład grup taksonomicznych. Adaptacyjne zmiany w strukturze tej grupy pozwalają na zasiedlanie przez nią bardzo różnych terenów nawet intensywnie użytkowanych przez człowieka.

W wielu badaniach stwierdzono, że intensywna działalność gospodarza typu rolniczego (Dąbrowska-Prot, Karg 1975), urbanizacyjnego (Bańkowska 1981; Górska 1981; Nowakowski 1981), czy też przemysłowego (Dąbrowska-Prot 1980, 1984), wywołuje pewne charakterystyczne zmiany w faunie *Diptera*, które można wykorzystać w bioindykacji.

Przy konstruowaniu wskaźników można operować całą grupą *Diptera* lub wybranymi grupami rodzin lub gatunków. W piśmiennictwie znane są analizy bioindykacyjne oparte na różnych grupach taksonomicznych zwierząt. Tak np. Learner ze współpracownikami (1971) przeprowadził ocenę stopnia i kierunku przekształcania się zespołów makrofauny zbiornika wodnego, pod wpływem zanieczyszczenia środowiska, analizując kilka kategorii grup taksonomicznych zwierząt: trzy konwencjonalne, takie jak gatunek, rodzaj i rodzina oraz wyróżnione przez autorów tzw. „major categories”, a mianowicie gromada i typ. Wszystkie one dostarczyły interesujących i specyficznych danych na temat intensywności reakcji układów, zajmujących różne miejsce w organizacji świata zwierzęcego. Stwierdzono między innymi, że podobną informację o jakości środowiska uzyskuje się zarówno przy pomocy zmian w liczebności i ilości gatunków, jak i rodzajów i rodzin.

Interesujących danych na temat reakcji *Diptera* na środowisko dostarczyły badania prowadzone w trzech różnie gospodarczo użytkowanych terenach, na powierzchniach obejmujących swoim zasięgiem typowe elementy krajobrazu, takie jak las (*Pino-Quercetum*, Kozł. 1925; Mat. et Pol. 1950), zadrzewienie śródpolne (*Circeo-Alnetum*, Oberd. 1953) przy cieku wodnym, łąka (*Arrhenatherretum*, Br.—Bl. 1919), pole uprawne jęczmienia i ziemniaka. W sekwencji terenów rekreacyjnych (Mazury) — przemysłowych (Śląsk) — rolniczych (Wielkopolska) zmiany w faunie *Diptera* były bardzo charaktery-

styczne. Polegały one między innymi na wzroście udziału muchówek w faunie owadów (tab. 1), przy jednoczesnym zubożeniu ich struktury jakościowej i to zarówno na poziomie gatunku, jak i wyższych grup taksonomicznych. Wzrastał w faunie *Diptera* udział form roślinożernych (tab. 1), a równocześnie ulegały ograniczeniu możliwości ich redukcji przez drapieżce, w wyniku niekorzystnych stosunków ilościowych między tymi grupami troficznymi. Jeśli przyjąć za piśmiennictwem (Harmston, Santitarian 1948; Service 1973), że dobową racją pokarmową drapieżnych muchówek atakujących inne grupy *Diptera* wynosi około 1–6 ofiar, a maksymalna ich redukcja przez pająki zachodzi przy stosunku ilościowym 1–2 ofiary na drapieżcę (Dąbrowska-Prot 1979), to możliwości redukcji biocenotycznej najkorzystniej przedstawiają się na terenach rekreacyjno-rolniczych, gorzej w rejonie przemysłowym, a zupełnie źle na terenach intensywnego rolnictwa. Te ostre zmiany w faunie

**Tabela 1.** Charakterystyka *Diptera* w terenach różnie użytkowanych gospodarczo (dane dla terenów obejmujących środowiska naturalne – las, zadrzewienie, uprawa wieloletnia – łąka, koniczyna i jednoroczna – jęczmień, ziemniak)

Wskaźnik	Teren rekreacyjno-rolniczy (Mazury)	Teren przemysłowy (Śląsk)	Teren intensywnego rolnictwa (Wielkopolska)
% <i>Diptera</i> w entomofaunie	45,0	54,5	75,0
Liczba rodzin <i>Diptera</i>	50	48	35
Liczba gatunków <i>Chloropidae</i>	38	32	16
% <i>Chloropidae</i>	22,5	40,0	60,0
Liczebność $\frac{\text{fitofagi}}{\text{drapieżce}}$	3,5	4,5	15,5
Liczebność $\frac{\text{Diptera}}{\text{Araneae}}$	2,0	5,0	

*Diptera* na obszarach wielkotowarowego rolnictwa są najpewniej wywołane szczególnie niekorzystnymi zmianami krajobrazowymi (wielohektarowe pola, likwidacja miedz, zakrzewień i zadrzewień śródpolnych) oraz intensywną agrotechniką, a przede wszystkim nadmierną chemizacją środowiska prowadzoną na dużych przestrzeniach (nawozy mineralne, insektycydy, fungicydy, herbicydy itp.).

Szczególnie uderzającą cechą owadów z rzędu *Diptera* na obszarach intensywnie przekształconych przez gospodarkę człowieka jest wzrost liczebności roślinożerców i to zarówno na polach uprawnych, jak i w zbiorowiskach leśnych. Ich reakcje na warunki środowiska przemysłowego można dobrze prześledzić na przykładzie zespołów muchówek z rodziny *Chloropidae*

w terenach o słabej, średniej oraz silnej presji przemysłowej na Śląsku w rejonie Rybnika.

Badania prowadzono na trzech powierzchniach krajobrazowych wielkości około 2 km<sup>2</sup> każda, rozłożonych na przestrzeni 20 km, różniących się intensywnością oddziaływania przemysłu, mierzoną wielkością i jakością emisji, stopniem przekształcenia roślinności, zaburzeniem stosunków wodnych (wysuszenie, zabagnienia) oraz jakością gleby (zawartość metali ciężkich, zawartość materii organicznej). Tak np. wielkość pyłów spadających na te powierzchnie była w terenie o słabej presji przemysłowej 1,5 raza mniejsza w porównaniu z terenem o średniej presji i 5 razy mniejsza, niż w terenie bardzo intensywnie przekształconym.

Wraz z przekształceniem środowiska wzrastał udział przedstawicieli rodziny *Chloropidae* w liczebności i biomase *Diptera* (tab. 2). Liczebność

**Tabela 2.** Charakterystyka ilościowa *Chloropidae* w terenach o różnej intensywności przekształcenia przez przemysł (obejmują ekosystem leśny, zadrzewienie, łąkę, uprawę jęczmienia i ziemniaka)

	Stopień przekształcenia terenu		
	słabo	średnio	silnie
% <i>Chloropidae</i> wśród <i>Diptera</i>			
w liczebności	37,5	39,5	43,0
w biomase	7,5	5,0	12,0
Rozkład liczebności <i>Chloropidae</i> między trzy tereny w %	21	26	53
Współczynnik zmienności liczebności <i>Chloropidae</i> w sezonie (odchylenie standardowe)	0,72	1,19	1,80

ich w terenie o dużej presji przemysłowej była o 32% większa niż w terenie słabo przekształconym, a ich dynamika sezonowa w tym pierwszym przypadku była bardziej zróżnicowana (tab. 2). Oznacza to, że występują tam ostrzejsze różnice w poziomach liczebności muchówek tej rodziny w poszczególnych okresach sezonowych.

Zaobserwowano już wcześniej, że pod wpływem intensywnego oddziaływania różnych rodzajów antropopresji następują zmiany jakościowe w faunie, polegające między innymi na zwiększeniu udziału gatunków eurytopowych. Podobne zjawisko obserwuje się pod wpływem oddziaływania przemysłu. W zespole muchówek z rodziny *Chloropidae* zwiększa się, w miarę wzrostu presji przemysłowej, udział gatunków eurytopowych, a jednocześnie spada udział gatunków wyłącznych dla tego terenu i sporadycznych (występujących

w 1-2 egzemplarzach w sezonie). Ponadto zmniejsza się, mierzona wskaźnikiem Marczewskiego i Steinhausa (1959), intensywność zmian jakościowych tej fauny (tab. 3).

**Tabela 3.** Struktura gatunkowa *Chloropidae* w terenie silnie i słabo przekształconym przez przemysł

	Stopień przekształcenia terenu	
	słabo	silnie
Wskaźnik podobieństwa gatunków dla 2 lat	48,0	61,0
% gatunków:		
eurytopowych	8,0	12,0
sporadycznych	23,0	13,0
wyłącznych	34,0	22,0

Można wnioskować, że pod wpływem stresu przemysłowego zespoły *Chloropidae* formują się głównie w oparciu o gatunki kosmopolityczne, licznie występujące w środowisku i trwale z nim związane.

Z analizy zmian zachodzących w procentowym udziale *Chloropidae* wśród *Diptera* wynika, że pod wpływem presji przemysłowej w strukturze troficznej muchówek zachodzą istotne zmiany. Można ocenić je wskaźnikiem Shannona, zmodyfikowanym przez Pielou (1969), określającym rzeczywiste proporcje udziału grup troficznych w środowisku w stosunku do wzorcowego ich zróżnicowania, czyli równego udziału wszystkich grup. Oceniane w ten sposób zróżnicowanie grup troficznych (fitofagów, fitosaprofagów, saprofagów, drapieżców, pasożytów) *Diptera* w faunie ekosystemów naturalnych i pól uprawnych na obszarach o różnej intensywności przekształcenia przez przemysł wykazuje dwa trendy (diagram). Równomierność obsady grup troficznych spada w środowiskach pól uprawnych (jęczmień, ziemniak) w porównaniu z użytkami zielonymi oraz ekosystemami naturalnymi (las, zadrzewienia). Spadek ten jest szczególnie ostro zaznaczony w terenie o silnej presji przemysłowej. Jeśli przyjąć, że w środowiskach zachowujących naturalną równowagę ekologiczną istnieje tendencja do wyrównywania proporcji grup troficznych, na co wskazują np. wartości wskaźnika Shannona dla ekosystemów leśnych, to wartości tego wskaźnika dla pól uprawnych i terenów silnie przekształconych przez przemysł mówią o znacznym, destabilizującym odkształceniu fauny *Diptera*. Możemy mówić w tej sytuacji o destabilizacji układu, ponieważ zaburzenie proporcji grup troficznych polega tam na znacznym wzroście udziału fitofagów-znanych szkodników roślin uprawnych. Zachodzi więc niekorzystne dla biocenozy i dla gospodarki ludzkiej zjawisko zmiany relacji ilościowych między roślinożercami i drapieżnymi muchówkami. Wiadomo natomiast z piśmiennictwa, że są

to grupy funkcjonalnie ze sobą związane, stanowiące jeden z elementów procesów redukcji i regulacji biocenotycznej w ekosystemach (Laurence 1952; Crane 1961; Kovalev 1966).

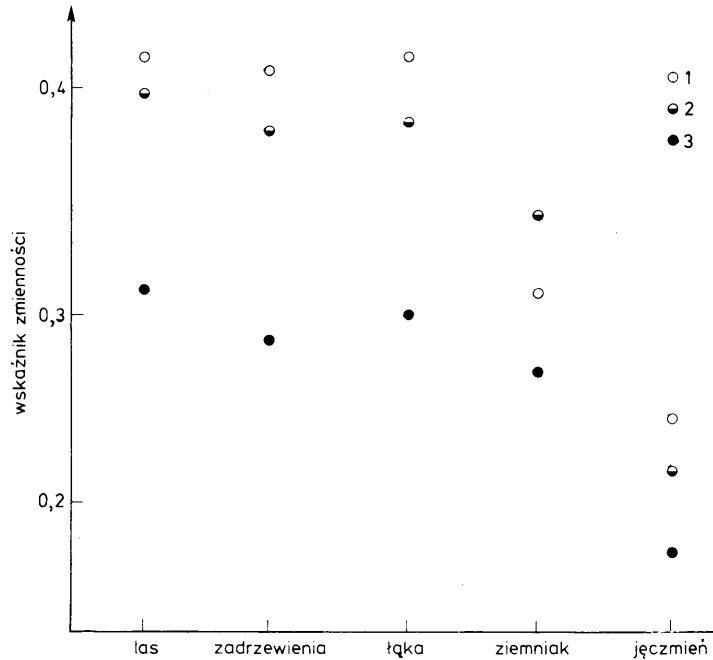


Diagram. Wskaźnik zmienności ( $H'/H_{max}$ ) stosunków ilościowych między grupami troficznymi *Diptera* na obszarach o zróżnicowanej presji przemysłowej. Presja przemysłowa: mała – 1, średnia – 2, duża – 3

Badania prowadzono w Rybnickim Okręgu Węglowym w trzech układach, z których każdy obejmował wymienione na diagramie ekosystemy rozłożone na przestrzeni około 2 km<sup>2</sup>.

W powyższym szkicu przedstawiono pewne tendencje zmian zachodzących w faunie *Diptera* w warunkach silnego stresu przemysłowego. Podobieństwo tych zmian do przekształceń zachodzących w tej grupie owadów na obszarach poddawanych innym rodzajom antropopresji, np. urbanizacyjnej czy rolniczej, wskazuje na możliwość opracowania wskaźników dla bioindykacji z wykorzystaniem muchówek. Znaczenie problemu podkreśla fakt, że *Diptera* są liczącym się elementem fauny owadów w każdym typie środowiska, a szczególnie w intensywnie przekształcanym przez człowieka.

## PIŚMIENICTWO

- Bańkowska R. 1982. *Dolichopodidae* (Diptera) of Warsaw and Mazovia. „Species composition and origin of the fauna of Warsaw”. Part 2 (Diptera). Memorab. Zool., Warszawa, **35**: 33–45.
- Beardsley A., Vagg M. J. 1978. Use of the field vole (*Microtus agrestis*) for monitoring potentially harmful elements in the environment. Environ. Pollut., Essex (England), **16**, 1: 65–71.
- Bevon R. J., Greenhalgh G. N. 1976. *Rhytisma acerinum* as a biological indicator of pollution. Environ. Pollut., Essex (England), **10**: 271–285.
- Bormann F. H. 1982. The New England Landscape: Air pollution stress and energy policy. Ambio, J. Human Environ., Stockholm, **11**, 4: 188–194.
- Buszman B. 1980. Reakcja fenologiczna *Vaccinium myrtillus* L. i *Vaccinium vitis-idaea* L. na przemysłowe zanieczyszczenie środowiska. Arch. Ochr. Środ. PAN, Warszawa, 3–4: 153–158.
- Crane A. E. 1961. A study of the habits of *Rhamphomyia scutellaris* Coquillett (Diptera: Empididae). The Wasmann J. Biol., **19**: 247–262.
- Dąbrowska-Prot E. 1979. Mosquitoes – the components of aquatic and terrestrial ecosystems. Pol. Ecol. Stud., Warszawa, **5**, 1: 5–88.
- 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., Warszawa, **6**: 685–716.
- Dąbrowska-Prot E. 1982. Structural and functional characteristics of biocoenoses in industrial region exemplified by surroundings of the town of Knurów. Pol. Ecol. Stud., Warszawa, **8**: 259–288.
- Dąbrowska-Prot E. 1984. Structural and functional characteristics of *Chloropidae* community in an industrial landscape. Pol. Ecol. Stud., Warszawa, **10**: 111–140.
- Dąbrowska-Prot E., Karg J. 1975. An ecological analysis of *Diptera* in agrocoenoses. Pol. Ecol. Stud., Warszawa, **1**, 3: 123–137.
- Dills G., Rogers Jr D. T. 1974. Macroinvertebrate community structure as an indicator of acid mine pollution. Environ. Pollut., Essex (England), **6**, 4: 239–262.
- Dodd J. L., Lauenroth W. K. 1981. Effects of low-level SO<sub>2</sub> fumigation on decomposition of western wheatgrass litter in a mixed – grass prairie. Water, Air, Soil Pollut., Holland/Boston (USA), **15**, 3: 257–261.
- Fabiszewski J., Brej T., Bielecki K. 1983. Fitoindykacja wpływu huty miedzi na środowisko biologiczne. Prace Wrocl. Tow. Nauk., Ser. B., Wrocław, **207**: 5–109.
- Galecka B. 1980. Structure and functioning of community of *Coccinellidae* (Coleoptera) in industrial and agricultural forest regions. Pol. Ecol. Stud., Warszawa, **6**: 717–734.
- Górska D. 1981. *Anthomyiidae*, *Muscidae* and nonparasitic *Calliphoridae* (*Calyphrata*, Diptera) of Warsaw and Mazovia. Memorab. Zool., Warszawa, **35**: 93–114.
- Grodzińska K. 1978. Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in Polish national parks. Water, Air, Soil Pollut., Holland/Boston (USA), **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 and Soil Pollut., Holland/Boston (USA), **16**: 33–53.
- Hellawell J. M. 1978. Biological surveillance of rivers. A biological monitoring handbook. Water Research Centre, Stevenage (England), Stevenage Laboratory, 331 pp.
- Harmston F. C., Santitarian S. A. 1948. Dipterous predators of the mosquito in Utah and Wyoming. The Great Basin Naturalist, Utah, **9**: 21–23.
- Kot J. 1981. Reduction rate of insect eggs as a bioindicator of the abundance of entomophages. Pol. Ecol. Stud., Warszawa, **7**, 1: 127–136.



- Kovalev V. J. 1966. K faunie i ekologii dvukryłych podsiemiejstva *Tachydromidae* (Diptera, *Empididae*) sredniej połosy evropejskoj časti SSSR. Entomol. Oboz., Nowosybirsk, **45**: 774-792.
- Laurence B. R. 1952. The prey of some *Empididae* and *Dolichopodidae* (Diptera). The Entomologist's Monthly Mag. London, **151**: 156-157.
- Learner M. A., Williams R., Hercup M., Hughes B. D. 1971. A survey of the macrofauna of the river Cynon, a polutet tributary of the river Taft (South Wales). Freshwat. Biol. Oxford, London, **1**: 338-367.
- Łuczak J. 1980. Spider communities in crop fields and forests of different landscapes of Poland. Pol. Ecol. Stud., Warszawa, **6**: 735-762.
- Makomaska M. 1978. Heavy metals contamination of pinewoods in the Niepołomice Forest (southern Poland). Bull. Acad. Pol. Sci., Cl. II, Warszawa, **26**, 10: 679-685.
- Marczewski E., Steinhaus H. 1959. O odległości systematycznej biotopów. Zastosowania Matematyki, Warszawa, **4**: 195-203.
- Nowakowski J. T. 1981. *Acalyptata* (Diptera). „Zoocenotyczne podstawy kształtowania środowiska przyrodniczego osiedla mieszkaniowego Białoleka Dworska w Warszawie. Fragm. Faun., Warszawa, **35**: 421-452.
- Nuorteva P., Nuorteva S.-L. 1982. The fate of mercury in sarcosaprophagous flies and in insects eating them. Ambio, J. Human Environ., Stockholm, **11**, 1: 34-37.
- Paplińska E. 1980. Preliminary analysis of communities of soil *Diptera* larvae in forest ecosystems from variously utilized areas. Pol. Ecol. Stud., Warszawa, **6**, 4: 625-643.
- Pielou E. C. 1969. An introduction to mathematical ecology. New York, J. Wiley and Sons Inc. - Interscience Publ. Inc., 286 pp.
- Pinowski J., Pinowska B., Kraśnicki K., Tomek T. 1983. Chemical composition of growth in nestling Rooks *Corvus frugilegus*. Ornith. Scandinavica., Copenhagen, **14**: 289-298.
- Service M. W. 1973. Study of the natural predators of *Aedes cantans* (Meigen) using the precipitin test. Journ. Med. Entomol., **10**: 505-510.
- Smith W. H. 1974. Air pollution - effects on the structure and function of the temperate forest ecosystem. Environ. Pollut., Essex (England), **6**, 2: 111-129.
- Szujecki A. 1979. Kierunki zmian w entomofaunie pod wpływem gospodarki leśnej. I Sympozjum Ochrony Ekosystemów Leśnych nt. „Reakcje bezkręgowców na presje antropogeniczne w środowisku leśnym”, Rogów 19-20 XI 1979, SGGW-AR, Warszawa, s. 65-76.
- Trojan P. 1980. Homeostaza ekosystemów. Wszelchnica PAN - Najnowsze Osiągnięcia Nauki, 151 ss. (43 rys.). Wrocław, Zakł. Nar. im. Ossolińskich.
- Trojan P. 1982 (1981). Zoocenotyczne podstawy kształtowania środowiska przyrodniczego osiedla mieszkaniowego Białoleka Dworska w Warszawie - Zoological studies in the housing estate Białoleka Dworska in Warsaw. Fragm. Faun., Warszawa, **26**: 5-531.
- Zimakowska-Gnoińska D. 1981. The effect of industrial pollution on bioenergetic indices and on chemical composition of polyphagous predators - *Araneae*. Pol. Ecol. Stud., Warszawa, **7**, 1: 61-76.

---

Przyjęto do druku 1985. 10. 15

Instytut Ekologii PAN  
Dziekanów Leśny k. Warszawy  
05-092 Łomianki