



NR 8

2004

WYDAWNICTWO PARKU NARODOWEGO GÓR STOŁOWYCH

SZCZELINIĘC

SZCZELINIEC

Journal of sandstone environment
in the Sudetes

WYDAWNICTWO PARKU NARODOWEGO
GÓR STOŁOWYCH

NR 8

KUDOWA ZDRÓJ
2004

Kolegium redakcyjne:

Redaktor Naczelny: Antoni Ogorzałek

Z-ca Redaktora Naczelnego: Stefan Cacoń

Sekretarz Redakcji: Zbigniew Gołąb

Członkowie: Stanisław Bałazy, Szczepan Biliński, Adam Boratyński,
Wojciech Ciężkowski, Jaromir Demek, Jerzy Głazek, Edmund Jońca,
Janusz Korybo, František Krahulec, Maria Krzakowa, Jacek Michalski,
Michał Mierzejewski, Maria Pulinowa, Marian Pulina, Janusz Radziejowski,
Michał Sachanbiński, Janusz Skrzężyna, Kazimierz Sporek, Pavel Štyš,
Jurand Wojewoda

Naukowa Rada Programowa:

Szczepan Biliński, Adam Boratyński, Stefan Cacoń, Wojciech Ciężkowski,
Janusz Czerwiński, Zbigniew Jakubiec, Zygmunt Kłodnicki, Jacek Michalski,
Michał Mierzejewski, Krystyna Pender, Maria Pulinowa, Marian Pulina,
Michał Sachanbiński, Kazimierz Sporek, Marek Staffa, Leszek Szerszeń

Projekt okładki: Stanisław Rogowski

Skład komputerowy: Andrzej Ogorzałek

Biologica Silesiae

51-507 Wrocław, ul. Rataja 16



Wydano przy pomocy finansowej
Wojewódzkiego Funduszu Ochrony
Środowiska i Gospodarki Wodnej
we Wrocławiu

Nakład: 500 egz.

ISSN 1427 - 6712

© Park Narodowy Gór Stołowych 2004
57-350 Kudowa Zdrój, ul. Słoneczna 31
tel./fax. (074) 86 61 436
e-mail: pngs@polbox.com
<http://www.pngs.pulsar.net.pl>

PÍSKOVCOVÝ GEORELIÉF BROUMOVSKÝCH STĚN

SANDSTONE RELIEF OF THE BROUMOVSKÉ STĚNY CUESTA IN CZECHIA

JAROMÍR DEMEK¹, JIŘÍ KOPECKÝ²

¹Grohova 36, 603 00 Brno

²Česká speleologická společnost, základní organizace 5 - 03 Broumov Husova 154, 550 01 Broumov - Velká Ves

Abstract: Sandstone relief of the Cuesta Broumovské stěny in Czechia.

The Cuesta Broumovské stěny forms eastern part of the Polická vrchovina Highland in the northeastern Bohemia (Czech Republic). The Polická vrchovina Highland is a syncline composed of thick successions of Mesozoic (Upper Cretaceous) sandstones alternating with marlstones and siltstones. There are three strataset of Upper Cretaceous quartzitic sandstones called lower, middle and upper sandstones.

The Cuesta Broumovské stěny is morphostructurally a tectonic block which subsided about 60 along the Bělý fault and inclined to the southwest. The block is composed of so-called middle sandstones. The thick-bedded quartzose sandstones and the marlstone-siltstone complex are heterotopic interfingering facies (Tásler R. 1979). The region consists of several morphologically different parts. The first, northernmost part called Příkrá stráň is a prominent narrow cuesta whose front scarp faces to the NE. The second part between the Honské sedlo Saddle in the NW and Martínovické sedlo Saddle in the SE is called Supí hřbet Cuesta. The cuesta cliffs and the upper part of the backslope have been etched in thick beds of quartzose sandstones. Sandstone cliffs of the front scarp are up to 200 m high. The whole slightly sinuous cuesta scarp rises like a wall above the flat surface of the Broumovské kotlina Basin. Due to many vertical joints in quartzose sandstones, the gorges and walls are sharply angular in plan. In fact, the system of ravines, alcoves and indentations, alternating with projecting spurs, points, promontories and detached pinnacles, give the cuesta rim an extreme rectangularity because of weathering and removal (e.g. By piping) along intersecting joint systems mainly of NW – SE and NE – SW directions. The floors of deep gorges are underline by accumulations of giant sandstone blocks up to 30 m thick. Long pseudokarst caves were mapped in these accumulations (e.g. Cave of Pod Luciferem, 400 m long). The lower part of the backslope is composed by marlstones and siltstones.

The third part, called the Božanovský hřbet Cuesta, begins on the NW by Velká kupa Hill (708,4 m a.s.l.) and trends to highest peak of the Broumovské stěny Cuesta – Hill Božanovský Spičák (772,7 m a.s.l.). The Radkóv Fault running NW-SE, parallel with front scarp of the Božanovský hřbet Cuesta divides this part in the upper ridge along the edge of Cuesta (Velká kupa 708,4 m a.s.l. Koruna 769,3 m a.s.l.) and lower backs sandstone plateau of Zelený hájek (718,8 m a.s.l.). There are also many pseudokarst forms in sandstones. The fourth part is the sandstone plateau Signál (707,8 m a.s.l.). On the SW is the plateau limited by a fault scarp. The northern part of the plateau is deeply dissected by system of ravines called Barklovy rokle Gorges. The E part is the plateau dissected into small rock city called Bludiště. and many rock pillars and sandstone towers.

Processes of cambering were established near the edge of the cuesta with features of downslope collapse and subsidence of blocks of the sandstone strataset due to deformation in an underlying weaker stratum (marlstones, siltstones and Triassic beds).

ÚVOD

Broumovské stěny tvoří velmi zajímavou a členitou východní okrajovou část Polické vrchoviny v Broumovském výběžku v severovýchodních Čechách. Polická vrchovina je tvořena třemi téměř vodorovnými nebo mísovitě prohnutými vrstvami svrchnokřídových pískovců, tzv. dolní, střední a horní pískovce. Pro svoji charakteristickou odlučnost podle pravoúhlého systému puklin jsou pískovce nazývány kvádrovými (Čech S., Gawlikowska E., 1999). V kvádrových pískovcích jsou vyvinuté různé tvary skalního makro- a mezogeoreliéfu jako skalní města, soutěsky, rokle, skalní věže a pilíře. V pískovcích se nacházejí i četné pseudokrasové mezo- a mikroformy jako pseudokrasové jeskyně, skalní hřiby, voštiny, skalní mísy a další (Kopecký J., 1990, 2001). Vrstvy kvádrových pískovců jsou oddělené vrstvami prachovců a jílovců (opuk). Svrchnokřídové sedimenty jsou rozdělené zlomy směru SZ - JV (polický, bělský) a JZ - SV (skalský) na kry. Intenzivně rozpukané pískovce jsou propustné pro vodu a podléhají převážně mechanickému rozvětrávání a odnosu. Prachovce a slínovce (opuky) jsou pro vodu málo propustné a převažuje v nich chemický odnos (rozpuštění a vymývání vápenného tmelu). Geologickými poměry se zabývala řada autorů jak z hlediska celého komplexu Broumovské vrchoviny jako české části vnitrosudetské pánve (Kotlář J., Tásler R., 1987; Tásler R. a kol. 1979), nebo geologii samotných Broumovských stěn (Tomanová R. 1998).

Broumovské stěny jsou členitá vrchovina na hlavním evropském rozvodí. Na východ stékají vodní toky do povodí Stěnavy (úmoří Baltského moře) a na západ do povodí Metuje (úmoří Severního moře). Broumovské stěny jsou národní přírodní rezervací, vyhlášenou již v roce 1956; zaujímá plochu 1179,4 ha a částečně zasahuje i do české části Stolových hor. Jsou rovněž součástí CHKO Broumovsko, vyhlášené v roce 1991 na ploše 410 km² (Kopecký J. 2002a). Především vysoká přírodovědná a krajinářská hodnota geofaktoru krajiny (geologie a georeliéf při uplatnění komplexu povrchových i podzemních jevů pískovcového pseudokrasového reliéfu) byla hlavním důvodem vyhlášení těchto chráněných území (Kopecký J. 2001).

Broumovské stěny tvoří výrazný a v příčném profilu nesouměrný hřbet protažený v délce asi 11 km od severozápadu k jihovýchodu. Na severozápadě začíná hřbet stupněm nad Bohdašinským sedlem a na jihovýchodě končí nad Machovským sedlem (669 m n. m.) na styku se Stolovými horami (Góry Stolowe v Polsku). V jihovýchodní části leží nejvyšší bod Broumovských stěn - vrchol Božanovský Špičák (772,7 m n. m.). Jihozápadní hranici Broumovských stěn vůči Polické pánvi tvoří mezi Hony na severozápadě a Machovem na jihovýchodě bělský zlom. Na severovýchod spadají Broumovské stěny srázným svahem do Broumovské kotliny. Na jihu na Machovském sedle sousedí Broumovské stěny se Stolovými horami .

Morfostrukturně Broumovské stěny představují kru svrchnokřídových hornin, která poklesla podle bělského zlomu o 60 m a uklonila se k jihozápadu. Na severovýchodním čelním svahu kry, zvedajícím se nad Broumovskou kotlinu, vystupují střední vrstvy svrchnokřídových kvádrových pískovců. Výška čelního svahu dosahuje místy až 300 m. Směrem k jihozápadu je vrstva středních pískovců zastoupena mocnou vrstvou opuk tvořících týlový svah kuesty. (Čech S., Gawlikowska E., 1999).

GEOMORFOLOGICKÉ PODOKRSKY

Geomorfologický okresek Broumovské stěny se dělí na několik podokrsků. Mezi Bohdašínským sedlem na severozápadě a Honským sedlem na jihovýchodě probíhá zalesněný podokrssek Příkrá stráň. Tvoří výrazný, ale v příčném profilu jednoduchý a úzký nesouměrný hřbet (kuestu), který dosahuje největší výšky kótou 601,2 m n.m. ležící na jeho horní hraně hřbetu. Směrem na severovýchod spadá Příkrá stráň 50 m vysokým a srázným čelním svahem do Broumovské kotliny. Na čele svahu vystupují odolné glaukonitické pískovce korycanských vrstev (cenoman). Při úpatí příkrého čelního svahu je vyvinutá rozsáhlá úpatní halda z deluviálních hlinito - kamenitých a kamenitých usazenin. Halda spočívá na erozním glacisu vytvořeném v triasových usazeninách bohmašinského souvrství, ležících v podloží cenomanských pískovců.

Týlový mírný svah kuesty Příkrá stráň se sklání k jihozápadu do subsekventní sníženiny mezi Hony a Bohdašínem. Na týlovém svahu vystupují prachovce, slínovce a pískovce bělohorského souvrství (cenomanu až spodního turonu). Vrstvy jsou ukloněné asi 3° k jihovýchodu. Subsekventní údolí pravého bezejmenného přítoku Verněřovického potoka odděluje nesouměrný hřbet (dílejší kuestu) kóty Prostřední vrch (573 m n. m.).

Mezi Honským Špičákem (652,2 m n.m.), zvedajícím se nad Honským sedlem na severozápadě a Martínkovickým sedlem na jihovýchodě probíhá kuesta Supí hřbet. Dosahuje největší výšky kótou Supí koš (702,1 m n. m.) a tvoří jádro Broumovských stěn. Po hraně kuesty probíhá hlavní evropské rozvodí.

Severovýchodní část Supího hřbetu mezi Honským Špičákem (652,2 m n. m.) a úpatím Strážné hory (688,4 m n. m.) představuje poměrně hladký a v příčném profilu nesouměrný hřbet (kuestu). Na jeho horní hraně jsou militární antropogenní tvary - zbytky tzv. Laudonových valů z války mezi Pruskem a Rakouskem v roce 1758. Na mírném týlovém svahu kuesty, spadajícím na jihovýchod k subsekventní sníženině u obce Hony, vystupují prachovce, slínovce a pískovce bělohorského souvrství (cenomanu až spodního turonu). Vrstvy jsou ukloněné asi 3° k jihovýchodu.

Zcela jiný ráz má část Supího hřbetu mezi Strážnou horou (688,4 m n. m.) na severozápadě a Martínkovickým sedlem na jihovýchodě. Je to způsobeno tím, že v této části vystupují odolné střední (broumovské) kvádrové pískovce (jizerské souvrství, střední až svrchní turon). Vrstvy pískovců vystupují jak na příkrém čelním svahu nesouměrného hřbetu (kuesty), tak i na části mírného týlového svahu. Vrstvy mají proměnlivý sklon od 8° do 20° k jihovýchodu.

Zalesněný severovýchodní čelní svah Supího hřbetu dosahuje výšky 150 až 200 m a výrazně se zvedá nad bezlesou Broumovskou kotlinou. V horní části svahu vystupují v kvádrových pískovcích skalní stěny vysoké až 60 m. Místy jsou souvislé, místy rozčleněné roklemi kontrolovanými puklinami. Dolní část svahu je pokrytá suťovou haldou spočívající na erozním glacisu vytvořeném v rozpadavých triasových pískovcích v podloží kvádrových pískovců. Skalní stěny čelního svahu jsou rozčleněné suchými roklemi a krátkými skalnatými konsekventními údolními vodními toků na krátké skalnaté strukturní hřbítky směru severozápad - jihovýchod. Skalnaté strukturní hřbítky oddělují rozevřené pukliny paralelní s delší osou hřbítků (tedy směru SZ - JV). Rozevřené pukliny vytváření rokle probíhající rovnoběžně s hranou čelního

svahu kuesty zvedajícího se nad Broumovskou kotlinou. Na jednom ze zmíněných strukturních hřbítků stojí Sněžná kaple (Hvězda 674 m n.m.). Některé horní části toků se stáčejí do roklí a tečou paralelně s čelní kulisou příkřejího svahu. Vlivem strukturní kontroly (zejména četných puklin) mají hřbítky i rokle výrazně hranaté tvary. Soustava roklí, výklenků střídajících se hřbítky, výběžky, skalními věžemi a pilíři vytváří - podél puklin směru SZ - JV a SV - JZ - na hraně kuesty výrazný pravoúhlý půdorys. Při vývoji roklí se značně uplatňuje sufóze.

Mírný týlový svah je v horní části tvořený odolnými středními (broumovskými) kvádrovými pískovci, které jsou rozčleněné na úzké strukturní hřbítky směru severozápad - jihovýchod. Hřbítky jsou oddělené paralelními roklemi směru SZ - JV a prořezané napříč kaňonovitými údolními přítoky Metuje a suchými údolními směru severovýchod - jihozápad. Dolní část svahu, na které vystupují prachovce a slínovce a pískovce bělohorského souvrství (cenomanu až spodního turonu), je hladká.

Nejdelším kaňonovitým údolím směru SV - JZ je Kovářova rokle, která je v horní části napříč přehrazená skalním hřbítkem tvořeným vrstvou odolnějšího pískovce. Kovářův potok překonává hřbítok průchodnou pseudokrasovou jeskyní zvanou Kovárna. V dolní části údolí je výklenek s pseudokrasovou Mariánskou jeskyní.

Rovněž dvě sousední rokly na týlovém svahu kuesty pod Supím košem (702,1 m n. m.), zvané První a Druhá přehrazená rokly a mající směr SV - JZ, přepažuje napříč skalní hřbítok. Na rozdíl od Kovářovy rokly jsou tyto rokly neprůchodné. Potoky se při úpatí příčných pískovcových hřbítků propadají do podzemí a opět vytékají ve vyvěrače na dolní straně příčných hřbítků. Podzemní pseudokrasové tunely zatím nebyly podrobněji zkoumané a zřejmě jsou neprůlezná. Horní části obou roklí jsou pseudokrasová slepá údolí, protože ani za nejvyšších vodních stavů voda nepřetéká příčné hřbítky. Dolní části jsou pak pseudokrasová vývěrová údolí. Obojí tvary jsou v Česku vzácné.

Pod kótou Modrý kámen (685,8 m n. m.) se pak nacházejí Hájkova a Liščí rokly probíhající ve směru SV - JZ. Nad obcí Slavný probíhá křivolaká Zaječí rokly. Její průběh je kontrolovaný jak puklinami směru SV - JZ, tak i (na horním toku) puklinami směru SZ - JV.

Nad obcí Slavný jsou rovněž výrazné tvary zvětrávání a odnosu kvádrových křídových pískovců představované zejména skalními hříby.

Na prachovcích (opukách) v okolí Slavného a Suchého Dolu jsou vyvinuty strukturní plošiny ukloněné k západu až k jihozápadu k subsekventní sníženině mezi Hony, Hlavňovem a Suchým Dolem při úpatí zlomového svahu kontrolovaného bělským zlomem. Jsou zvlněné konsekventními úpady.

Horní část kaňonovitého údolí Martínkovického potoka odděluje Supí hřbet od následující kuesty - Božanovského hřbetu. Nejhořejší část údolí směru J - S je subsekventní a je kontrolována puklinami rovnoběžnými s čelním svahem kuesty. Další část zvaná Třešňová rokly má směr JZ - SV a je konsekventní na čelním zlomovém svahu. Rokly levého přítoku pod Slavenskou vyhlídkou je zasutěná obrovskými bloky pískovců zřícenými ze skalní stěny. V blokových sutích se nachází pseudokrasová jeskyně Pod Luciferem. Pseudokrasová jeskyně má délku 400 m a je protékána podzemním vodním tokem.

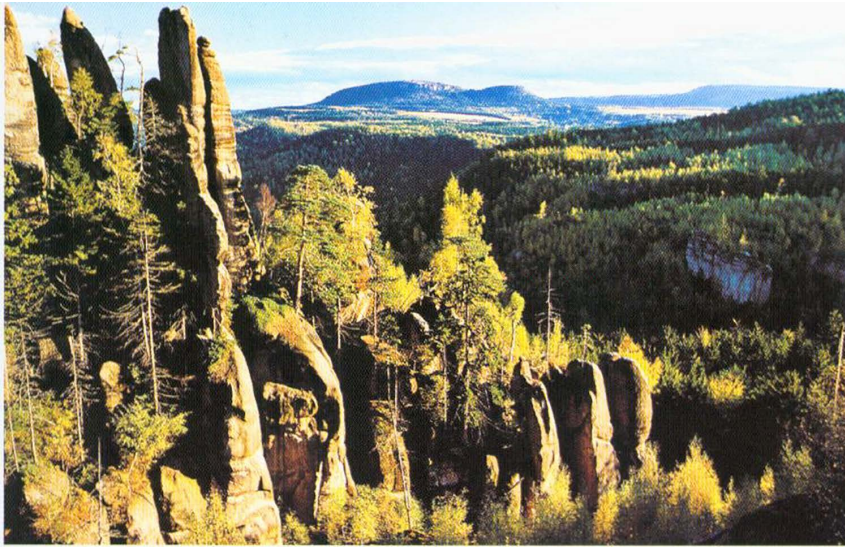


Foto 1: Stupňovité skalní hřbety a kulisy v JZ svahu Koruny na jižním ukončení Broumovských stěn - uprostřed strukturní plošina Božanovského Špičáku, v pozadí terén NP Góry Stolowe v Polsku s vrchy Szezeliniec (919 m n. m.) a Skalniak (915 m n. m.).

Sandstone rock ridges on SW slope of the Koruna Hill at the south end of the Broumovské stěny Cuesta. In the centre structural surface of the Hill Božanovský Špičák. In the background National Park Góry Stolowe in Poland with peaks Szezeliniec (919 m a.s.l.) and Skaniak (915 m a.s.l.).

(foto - photo: Jenka Oldřich (archiv); popis - description: Kopecký Jiří; překlad - translation: Demek Jaromír, prof.)

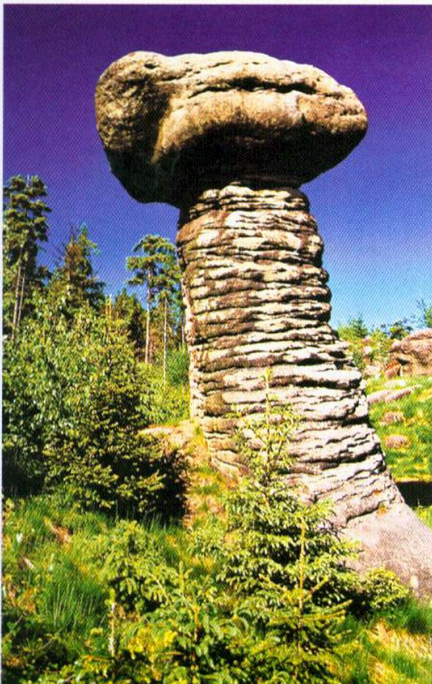


Foto 2: Skalní hříby jsou v Broumovských stěnách častou formou povrchového reliéfu a výsledkem selektivního zvětrávání nejsvrchnějších pískovcových vrstev - pevnější a celistvější pískovce tvoří "hlavu" skalního hříbu, "noha" je tvořena méně odolnou vrstvou pískovce s hustou frekvencí vrstevních spár.

Rock forms are very common surface form in the the Boumovské stěny Cuesta and are results of selective weathering of the uppermost sandstone layers. More resistant layers form "the head" of the rock form, "the leg" consist of less resistant layer with dense frequency of thin layers.



Foto 3: Písková rokle na vnitřním svahu Broumovských stěn je členěna skalními hřbitky, které vytvářejí skalní kulisy kolmé k ose samotné rokle.

Gorge Písková rokle on the backslope of the Broumovská stěna Cuesta is divided by sandstone ridges rectangular to the axis of the gorge.

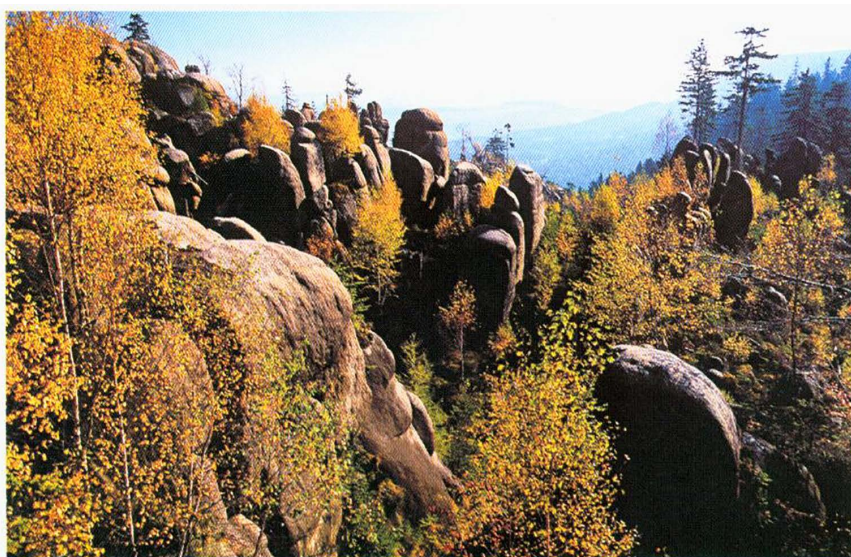


Foto 4: Skalní reliéf v některých částech Broumovských stěn má pestrost a charakter skalního města. Jsou to zejména partie nejvyššího rozvodního hřbetu, pod ním do Broumovské kotliny příkře upadají vnější svahy kuesty.

Some parts of the Broumovské stěny Cuesta exhibit the form of rock castles. Especially dissected are the highest part of the Cuesta and the front scarp steeply inclined into the Boumov Basin.

Kuesta Božanovského hřbetu začíná na severozápadě kótou Velká kupa (708,4 m n. m.) a táhne se na jihovýchod ke Koruně (769,3 m n. m.) a k nejvyššímu bodu Božanovského hřbetu - k Božanovskému Špičáku (772,7 m n. m.). Tento podokrsek se liší od výše popsanych podokrsků Broumovských stěn větší masivností.

Kóta Koruna (769,3 m n. m.) spadá srážně do Broumovské kotliny. Čelní svah kuesty má pod Korunou výšku přes 300 m. Z jihovýchodního okraje Koruny se otvírá úchvatná vyhlídka do Broumovské kotliny a zejména na Stolové hory. Na Koruně jsou četné tvary zvětrávání a odnosu pískovců, jak na plochem temenu, tak i ve svazích. Z povrchových forem jsou to skalní hřbítky, skalní kulisy i samostatné skalní věže nebo skaliska typu tors, druhotně ještě modelované konkávními či konvexními pseudokrasovými mikrotvary: skalními mísami, pseudoškrapy, voštinami a z povrchu vystupujícími železitémi inkrustacemi. Vyskytují se i četné skalní hříby. Řada pitoreskních skalních útvarů má svoje pojmenování, jako např. "Skalní brána", která je navíc i významným vyhlídkovým bodem. Z podzemních pseudokrasových jevů jsou významné zejména propast'ovitá puklinovo-suťová jeskyně "Pod Korunou", nebo rozsedlinové jeskyně "Tunel" a "Stará skrýš".

Zlom směru severozápad - jihovýchod, probíhající rovnoběžně s čelním svahem od údolí Martínkovického potoka k údolíčku na jihozápadním svahu Koruny, dělí Božanovský hřbet na vyšší část kolem horní hrany kuesty a nižší plošinatou část kolem strukturní plošiny Zeleného hájku. Vyšší část kolem horní hrany je rozčleněná ve složitou a hustou soustavu krátkých strukturních pískovcových hřbítků směru severozápad - jihovýchod. Na okraji čelního svahu kuesty hřbítky tvoří rovněž složitou soustavu skalních kulis směru severozápad - jihovýchod, rozdělených konsekvantními roklemi směru jihozápad - severovýchod, kontrolovaných rozevřenými puklinami v důsledku odsedání čelního svahu. Za kulisami jsou krátké subsekvantní občasné potůčky rovnoběžné se směrem čelního svahu.

Rovněž strukturní plošina Zeleného hájku má pestrou pseudokrasovou modelaci. Kolem Božanovského Špičáku jsou vyvinuty strukturní plošiny na masivních kvádrových pískovcích. Strukturní plošina na vrcholu Božanovského Špičáku (772,7 m n.m.) o rozměrech zhruba 1,0 x 0,5 km je nejvýše položenou částí Broumovských stěn. Okraje plošiny jsou rozčleněné na četné skalní útvary oddělené suchými roklemi. Je tu vytvořené i nevelké skalní město. Nápadné jsou tu skalní tvary zvětrávání a odnosu pískovců pojmenované např. Kočka, Želva, Veverka, Ponorka a další. Na východním okraji plošiny je Kladská vyhlídka, jejíž povrch je zbrázděn žlábkovými škrapy. Na skalních útvarech typu tors jsou rovněž skalní mísy. Uprostřed plošiny a v její západní části jsou skalní hříby zvané Božanovské hříby. K nejtypičtějším patří skalní útvar Kovadlina s výraznou "hlavou" zbrázděnou žlábkovými škrapy. Z mikrotvarů se hojně vyskytují skalní mísy a různé typy škrápů. Posledním podokrskem Broumovských stěn je Signál (707,8 m n. m.). Začíná na severu jižně od obce Slavný a na jihu spadá Slézovou strání do údolí říčky Stekelnice zvaného Černý důl. V severní části podokrsku je vyvinutá soustava výrazných konsekvantních Barklových roklí. Rokle tvoří složitý systém kontrolovaný křížícími se puklinami směrů SZ - JV a JZ - SV. V jižní části podokrsku je vyvinutá strukturní plošina ve výšce kolem 700 m n. m. Povrch strukturní plošiny je rozčleněn

strukturními hřbítky směru severozápad - jihovýchod. Povrch a okraje plošiny se vyznačují pestrými tvary selektivního zvětrávání a odnosu pískovců i svahovými gravitačními pohyby. Jsou rozčleněné roklemi a soutěskami i do menších skalních měst. Na okraji strukturní plošiny je i řada skalních věží a pilířů. Jihozápadní omezení Signálu (tzv. Spáleníště) je zlomové. Nachází se tu výrazný zlomový svah.

Dna roklí a svahy především pod vysokými skalními okraji strukturních plošin jsou kryté silným a souvislým zvětralinovým pláštěm složeným z pískovcových bloků, balvanů a kamenito-písčitých akumulací. Zařícené skalní bloky tvoří až 15 metrů mocné blokové výplně dna roklí, blokové akumulace při úpatí čelních skalních stěn v okrajích strukturních plošin nebo (někde i málo stabilní) blokové a balvanité proudy v příkrých svazích.

Geomorfologické poměry Broumovských stěn byly studovány jak z hlediska povrchových tvarů reliéfu (Vítek J. 1977, 1981), tak z pohledu stavu i geneze povrchových i podzemních pseudokrasových tvarů (Demek J., Kopecký J. 1994; Kopecký J. 1985, 1990, 1996a; Vítek J. 1979, 1986). Významné jsou i výsledky speleologického výzkumu, evidence a dokumentace pseudokrasových propastí a jeskyní. Dosud nedokončený speleologický průzkum terénu Broumovských stěn eviduje v současné době (stav roku 2003) 26 jeskyních lokalit všech šesti typů pseudokrasových jeskyní (Jenka O., Kopecký J. 1987; Kopecký J. 1982, 1996b).

GEOMORFOLOGICKÉ POCHODY V PÍSKOVČÍCH

Na čelním svahu kuesty působí řada pochodů, která způsobuje jeho rovnoběžný ústup. Značný vliv má skutečnost, že v podloží poměrně křehkých kvádrových pískovců se nacházejí plastické slínovce a jílovce a měkké triasové pískovce. Jednotlivé bloky kruchých pískovců se zabořují do plastického podloží. Skalní pilíře a sklani věže, případně i celé pískovcové hřbítky se vychylují a případně řítí. Dokladem těchto pochodů jsou obrovské bloky pískovců nacházející se při úpatí čelního svahu. K řízení bloků mohou přispívat občasná zemětřesení podél hronovské - poříčské poruchy. Vliv těchto zemětřesení byl prokázán instrumentálním měřením na soustavě terčových měřidel TM-71 instalovaných ve skalním terénu Ostaše, Hejdy a Kočičích skal ve střední části Polické pánve i dlouholetým monitoringem na geodetických sítích s měřicími body i na Broumovských stěnách (Cacoň S. ad. 2003 ; Demek J., Kopecký J., 1994; Košťák B. 2003; Stemberk J., Košťák B., Kopecký J. 1994). V pískovcových roklích působí sufózní pochody.

Na hranici mezi podložními slínovci a prachovci (opukami) a nadložními kvádrovými pískovci působí i chemické procesy vázané na proudění podzemních vod prosakujících pískovci a hromadících se v této kontaktní zvodni. Vyplavováním uhličitanu vápenatého podzemní vodou dochází ke změnám konsistence podložních souvrství. Na důležitost těchto procesů pro vývoj pískovcového reliéfu poukázalo více autorů (Cílek V. 1994; Pulinowa M. 1989).

V posledních letech byla věnována pozornost i prozeleznění některých partií kvádrových pískovců, které se pak větší odolností vůči zvětrávacím (chemicko-fyzikálním) procesům uplatňují v mezo- a mikrotvarech skalního reliéfu jako výrazné a bizarní vypouklé (konvexní), nad skalní povrch čnějící tvary (Kopecký J. 2002b; Kopecký J., Jenka O., Adamovič J. 2002).

LITERATURA

- CACOŇ S., KOPECKÝ J., KACZALEK M., MAKOLSKI K., KAPLON J., KONTNY B., BOSY J. (2003): Results of the geodynamic investigations in the Stolowe Mts. Research area. Acta Montana IRSM AS ČR (2003) Series A No 24 (131), 109 -116. Praha
- CÍLEK V. (1994): Fyzikálně-chemické procesy vzniku pískovcového pseudokrasu. Pískovcový fenomén: klima, život a reliéf. Knihovna ČSS, sv. 32, str. 134 - 153. Praha 1998
- ČECH S., GAWLIKOWSKA E. (1999): Góry Stolowe - Adršpašsko-teplické skály. Mapa Geologiczno-turystyczna - Geologická mapa pro turisty (mapa + text). Panstwowy Instytut Geologiczny - Český geologický ústav. Warszawa
- DEMEK J., KOPECKÝ J. (1994): Geomorphological processes and Landforms in the Southern Part of the Polická vrchovina Highland (Czech Republic). GeoJournal, Vol. 32, 3, str. 231 - 246
- JENKA O., KOPECKÝ J. (1987): Speleologie v CHKO Broumovsko - Oborový dokument. MS; 50 str. + přílohy. Archiv Správy CHKO Broumovsko a archiv ZO ČSS 5 - 03 Broumov
- KOPECKÝ J. (1982): Pseudokrasové jeskyně v kvádrových pískovcích Broumovské vrchoviny. Sborník 1. symposia o pseudokrasu, str. 27 - 29. ČSS, Praha
- KOPECKÝ J. (1985): Stav a problematika výzkumu pseudokrasu v kvádrových pískovcích Broumovské vrchoviny. Sborník 2. symposia o pseudokrasu. Knihovna ČSS, sv. 10, str. 127 - 133. Praha 1990
- KOPECKÝ J. (1990): Současný stav výzkumu pseudokrasového reliéfu Broumovské vrchoviny. Sborník referátů 4. symposia o pseudokrasu. Knihovna ČSS, sv. 23, str. 61 - 71. Praha
- KOPECKÝ J. (1996a): Geomorfologická charakteristika geofaktoru CHKO Broumovsko. Sborník "Szczeliniec", sv. 1., str. 53 - 63. Kudowa Zdrój
- KOPECKÝ J. (1996b): Výzkum a ochrana pseudokrasu Polické vrchoviny - české části "Hejšovinské facie". Sborník "Pseudokrasové jevy v horninách české křídové pánve", str. 30 - 39. AOPK ČR a ČSS, Praha
- KOPECKÝ J. (2001): Geofaktor NPR Broumovské stěny. MS; 40 str. textu, 11 fotopříloh, 14 příloh map, tabulek a profilů + volná mapová příloha. Archiv Správy CHKO Broumovsko a archiv ZO ČSS 5 - 03 Broumov
- KOPECKÝ J. (2002a): CHKO Broumovsko (geofaktor). In. FALTISOVÁ H., MACKOVČIN P., SEDLÁČEK M. (2002): Královéhradecko. Chráněná území ČR - díl V., str. 233 - 272. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a Ekocentrum; Brno, Praha
- KOPECKÝ J. (2002b): Proželeznění pískovců skalních oblastí Polické vrchoviny. Pseudokrasový sborník 2. - "Železivce". Knihovna ČSS, sv. 37, str. 57 - 62. Praha
- KOPECKÝ J., JENKA O., ADAMOVIČ J. (2002): Broumovsko. Sborník Železivce České křídové pánve. Knihovna ČSS, sv. 38, str. 128 - 137. Praha
- KOŠŤÁK B. (2003): Pohyby skalních bloků na stolové hoře Ostaš - etapa 2002. MS; 14 str. + příloha I. - XII. Zpráva ÚSMH AV ČR Praha. Archiv ÚSMH AV ČR Praha a archiv Správy CHKO Broumovsko v Polici nad Metují

- KOTLÁŘ J., TÁSLER R. (1987): Geologie Chráněné krajinné oblasti Broumovsko. MS; 64 str. + přílohy. Archiv Správa CHKO Broumovsko
- PULINOWA M. (1989): Rzeźba Gór Stołowych. 218 str. + přílohy. Prace Naukowe Uniwersytetu Ślaskiego, nr 1008, Katowice
- STEMBERK J., KOŠTÁK B., KOPECKÝ J. (1994): Deformations in sandstones due to table hill desintegration. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu. 1994 - Konferencje VII, NP 255: 187 - 193. Wrocław
- TÁSLER R. a kol. (1979): Geologie české části vnitrosudetské pánve. 296 str. ÚÚG Praha 1979
- TOMANOVÁ R. (1998): Facie a architektury pískovců Broumovských stěn; Polická pánev. Diplomová práce, MS; 92 str. + přílohy. PřFa UK Praha
- VÍTEK J. (1977): Povrchové tvary v křídových pískovcích SV Čech. Památky a příroda, 2, č. 7, str. 425 - 429. Praha
- VÍTEK J. (1979): Pseudokrasové tvary v kvádrových pískovcích SV Čech. Rozpravy ČSAV, 89/4, 54 str. Academia Praha
- VÍTEK J. (1981): Skalní hříby v pískovcích Broumovské vrchoviny. Sborník ČSGS 1981, 1, 86: 8 - 24. Praha
- VÍTEK J. (1986): Geomorfologie CHKO Broumovsko. MS; 69 str. Archiv Správy CHKO Broumovsko.

ODCZYN OPADÓW PODOKAPOWYCH NA PRZYKŁADZIE ZIELEŃCA I CHOCIESZOWA

MONIKA SPOREK

Uniwersytet Opolski, Zakład Ekologii i Ochrony Przyrody

Streszczenie: Prowadzone badania mają na celu prześledzenie dynamiki zmian jakości wód opadowych podokapowych. Na wybranych drzewach modelowych brzozy brodawkowatej (*Betula pendula*) założono 6 chwytników kołnierzowych. Trzy chwytniki zbudowano w kompleksie leśnym należącym do Nadleśnictwa Szczytna w miejscowości Zieleniec, pozostałe trzy kołnierze zainstalowano w kompleksie leśnym należącym do prywatnych właścicieli, w miejscowości Chocieszów. Badania prowadzono w okresie od marca 2002 roku do stycznia 2004, co umożliwiło zebranie 138 prób w Chocieszowie i 129 prób w Zieleniecu. Uzyskane wyniki badań odczynu i przewodności elektrolitycznej przedstawiono w tabeli 2. Dynamika deponowanych zanieczyszczeń (mokrych i suchych) jest znaczna, bowiem rozpiętość odczynu opadów atmosferycznych wynosi w tym okresie od 2,98 do 7,30 pH. Potwierdzenie zmienności jakości podokapowych opadów atmosferycznych znajdujemy w przewodności elektrolitycznej wynoszącej 0,022 mS/cm do 0,628 mS/cm. Opady atmosferyczne o odczynie silnie kwaśnym wystąpiły w 25,4 % (pH poniżej 4,6), opady o odczynie w przedziale pH 5,5-6,5 wystąpiły w 27,5 % natomiast o odczynie alkalicznym w 5,8 % (pH powyżej 6,5).

Abstract: The surface difference in accumulation of pollution in a wood ecosystem depends among other things on the amount of water running down the trunk, which, in turn, depends on the species of the tree and its age. As sample material the present author used water accumulated in the collars on a birch stand at Stolowe Mountains in the Forestry Authority land at Szczytna. Under the canopy measurement tests was started in March 2002 (and are still being conducted) with setting up of the area for the integral biological monitoring. Six observation points were used, covering an area of 0,25 ha. Trees were selected to representing given biological classes based on trunk thickness. Collars were put on the tree trunk at a height of 1,30 m. Water samples collected were labelled and tested for pH plus the content of conductometric analysis. Results of the study indicate a significant role of the vertical run off of sulphur and nitrogen compounds in water in a fresh mixed birch forest. It results in additional lowering of pH level in the proximity of the root strata, which is reflected in the biomass of the birch wood phytocoenosis.

W przeciwieństwie do badań stanu zanieczyszczenia atmosfery, specyfika wód deszczowych jako nośnika informacji o stanie zanieczyszczenia środowiska często była niedoceniana. Obecnie jednak obserwuje się wielostronny rozwój badań nad chemizmem opadów. Od 1997 roku w Polsce zaczął funkcjonować Ogólnopolski Monitoring Chemizmu Opadów Atmosferycznych i Depozycji Zanieczyszczeń do podłoża, umożliwiający systematyczne badanie składu fizykochemicznego opadów oraz jego wpływu na pozostałe elementy środowiska (Twarowski i in. 2000).

Na początku lat osiemdziesiątych lasy świerkowe zaczęły masowo obumierać na obszarze kilkudziesięciu tysięcy hektarów, zwłaszcza powyżej warstwy 800 m n.p.m. (Kucharska i in. 1995). Odczyn gleb spadł wówczas do poziomu pH 2,4- 2,8 (Walendzik 1994).

Depozyt mokry docierający do gleby poprzez korony drzew jest silnie przeobrażony w stosunku do opadu atmosferycznego. Korony drzew zwiększają kwaśny odczyn wody opadowej, wywołując w okresie wegetacji obniżenie wartości pH nawet o 1,2 (Tyska, Żakowicz 1998).

Według Stachurskiego i innych (1994) już kilkuletni młodnik świerkowy wpływa na blisko dwukrotne zwiększenie ładunków jonów H⁺ docierających do gleby. Jeszcze wyraźniej

proces ten zaznacza się w starszych, kilkudziesięcioletnich borach świerkowych, gdzie ładunek jonów H^+ zwiększa się około 3,5-krotnie.

Wielu autorów uważa spływ pniowy za największe źródło składników pokarmowych dostających się do gleby otaczającej bezpośrednio ryzosferę (Zinke 1962, Mahendrappa 1974, Falkengren-Grerup 1989, Potter 1992). Powierzchniowe zróżnicowanie akumulacji zanieczyszczeń w ekosystemach leśnych ma związek między innymi z ilością wody spływającej po pniu, która zależy od gatunku i wieku drzewa (Niemtur 1994). Spływ po powierzchni kory zaczyna się wtedy, gdy jest ona dostatecznie zmoczona. Zjawisko to występuje po osiągnięciu wartości opadu nad lasem wynoszącej 1,5-2,0 mm w przypadku drzewa o gładkiej korze. Dla dębów o stosunkowo nierównej korze konieczna jest ilość opadu wyższa niż 4,0 mm (Olszewski 1984 za: Intribus 1977).

Wielkość spływu wody opadowej po pniu zależy również od budowy korony drzew, od tego czy gałęzie są opuszczone lub też odchylone ku górze, nadając przez to koronie kształt lejka (Olszewski 1984). U gatunków iglastych układ gałęzi zbliżony jest do typu drugiego, wskutek czego spływ wody po pniach jest bardzo mały. Ilość spływającego opadu po pniach świerków wynosi 3,2%, a sosen 7,7%, buków 14,1-16,8% (Tomanek 1963, Flemming 1983, Olszewski 1984).

Ellenberg (1978) proces zakwaszania gleb podświerczynami tłumaczy większym indeksem powierzchni liści, na przykład w drzewostanie liściastym powierzchnia aparatu asymilacyjnego jest około 15 razy większa niż zajmowany areał a w świerkowym jest ona ponad 20 razy większa. Dlatego w koronach świerka zatrzymywanych jest więcej gazów, pyłów i aerozoli, które z opadami docierają do gleby. W ten sposób wypłukiwane są duże ilości glinu, potasu, wapnia i magnezu.

Ilość opadów atmosferycznych zwiększa się wraz z wysokością nad poziomem morza, co w warunkach górskich może być przyczyną ponad połowy zanieczyszczeń atmosferycznych docierających do ekosystemów (Petty, Lindberg 1990).

Sklepienie korony drzew łatwiej przepuszcza do gleby wodę pochodzącą ze śniegu niż z deszczu. Bardzo mało śniegu zatrzymują drzewostany liściaste tj. brzoźowe około 4-5%, więcej sosnowe 20-30%, a najwięcej świerkowe 50-60% (Strzałko, Mossor-Pietraszewska 2001). Śnieg, uważany przez Zajęca i Grodzińską (1980-1981) za precyzyjny indykator zanieczyszczeń środowiska użyto do badań na drzewostanie bukowym w Ojcowskim Parku Narodowym, który zaliczony jest do najbardziej skażonych imisjami przemysłowymi parków w Polsce (Grodzińska 1980).

Stopień zanieczyszczeń ekosystemów nie zależy od stopnia uprzemysłowienia czy urbanizacji danego terenu, dużą rolę w zanieczyszczeniu obszarów wolnych od przemysłu spełniają przemieszczenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości.

W 1991 roku zanieczyszczenia powietrza w Karkonoszach były większe niż w uprzemysłowionych obszarach Śląska (Kucharska, Sienkiewicz, Tysza 1995).

Isidorow i Jaroszyńska (1998) przedstawiają trajektorie przemieszczania się mas powietrza, wykreślone na podstawie pH opadów. Z przeprowadzonych analiz (w ciągu całej dekady lat 80-tych) wynika, iż zanieczyszczenia docierające do granic zachodniej Ukrainy emitowane zostały na obszarach Środkowej i Zachodniej Europy.

Pomiary tła zanieczyszczeń atmosfery prowadzone na stacjach Łeba, Śnieżka, Puszcza Borecka potwierdzają wyniki z poprzednich lat mówiące o najniższych wartościach pH w Karkonoszach. Kwaśny odczyn wód opadowych - około 68 % próbek opadu pobranych

na stacjach tła kontynentalnego miało wartości pH w przedziale 4,0-5,0. Najbardziej obciążone zanieczyszczeniami wprowadzanymi z wodą opadową były obszary południowe i południowo-zachodnie, a najmniejsze wielkości zdeponowane zostały na terenach północno-wschodniej Polski.

Według Białoboka (1986) około 30% Polski otrzymuje opady o odczynie pH wynoszącym poniżej 4,1.

Ebiś (2001) w warunkach boru mieszanego świeżego uzyskała bardzo duży udział spływu pniowego w akumulacji związków siarki i azotu w wodzie, co dodatkowo obniża wartości pH w bezpośrednim sąsiedztwie strefy korzeniowej. Potwierdzają to wcześniejsze badania prowadzone przez Nihlgarda (1970), według którego zjawisko zakwaszania wód opadowych ma miejsce przy spływie po pniu.

Kwaśne deszcze obniżają pH gleby oraz zwiększają mobilność toksycznych jonów metali ciężkich i jonów aluminium w glebie. Kowalik (1998) stwierdził iż im gleba jest bardziej kwaśna tym trudniej rozwijają się w niej włośniki korzeniowe, jak również spada gęstość korzeni w glebie. Wyraził to wskaźnikiem L_v , w cm długości korzeni przez cm^3 objętości gleby [$cm \times cm^3$]. W glebach uprawnych jest on na poziomie 10-15, w glebach leśnych około 1,0 natomiast w bardzo kwaśnych glebach leśnych spada do 0,1 [$cm \times cm^3$]. Przy bardzo niskim L_v jest ograniczona transpiracja i fotosynteza. Drugim wskaźnikiem, na który zwraca uwagę Kowalik (1998) to tzw. wskaźnik powierzchni liści L_{ai} , który podaje ile m^2 liści przypada na $1 m^2$ powierzchni gleby zajętej przez roślinę (w odniesieniu do powierzchni gleby poniżej danej rośliny), zwykle wynosi on do 5 [$m^2 \times m^2$]. Wody opadowe o bardzo niskim odczynie pH powodują stopniowe obniżanie się wskaźnika L_v w lesie, przy utrzymującym się wysokim wskaźniku L_{ai} . Mniejsza gęstość ukorzenienia L_v powoduje przegrzanie liści, a więc i większe zagrożenie atakiem szkodników.

PRZYJĘTE TŁO ZANIECZYSZCZEŃ DLA SUDETÓW ZACHODNICH

Jak wynika z pomiarów wykonywanych przez Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska w Jeleniej Górze rejon Sudetów Zachodnich narażony jest na znaczne ładunki zanieczyszczeń powietrza (tab. 1.). Średnie roczne stężenie SO_2 w latach 1985-86 wynosiło $15,5 \mu g/m^3$ przy maksymalnych średnich stężeniach dobowych do $90 \mu g/m^3$, co jest dwukrotnym przekroczeniem norm opracowanych w 1978 r. przez IUFRO. Również bardzo wysokie były w omawianym okresie koncentracje NO_x średnia roczna wynosiła $18,3 \mu g/m^3$ przy maksymalnych średnich stężeniach dobowych do $165 \mu g/m^3$, ozonu – odpowiednio $27,3 \mu g/m^3$ i $502 \mu g/m^3$ oraz pyłu zawieszonego $72,3 \mu g/m^3$ i $360 \mu g/m^3$. Norma opadu pyłu była 2-3 krotnie przekroczona. Także stężenie fluoru 3-5 krotnie przekraczały dopuszczalne według IUFRO normy. Ponadto stwierdzono bardzo niski odczyn – średnio 4,2, przy czym 40,3 % opadów miało pH w granicach 3-4 a 11% poniżej 3. Najniższa notowana wartość pH deszczu wynosiła 2,4 i śniegu 2,2. Stawia to obszar Sudetów Zachodnich w grupie najbardziej obciążonych kwaśnymi deszczami w Europie. Deszcze zawierały również siarczany, azotany i metale ciężkie. Opad siarczanów w przeliczeniu na siarkę wynosił średnio rocznie $18 mgS/m^2/dobę$, azotanów w przeliczeniu na azot $3 mgN/m^2/dobę$. Większe wartości notowane są jedynie w Górach Schwarzwald. Z deszczami wymywane były także z pyłów znaczne ilości metali ciężkich i alkalicznych, głównie cynku, ołowiu oraz sodu, potasu i wapnia. Wyniki tak silnych zanieczyszczeń, zostały potwierdzone analizami chemicznymi zawartości % S w igliwiu (Sporek, maszynopis).

Tab. 1. Podstawowe wskaźniki zanieczyszczenia środowiska w Sudetach w okresie 1984-1989 (Sporek K., maszynopis)

Wskaźnik zanieczyszczenia	Wartość dopuszczalne		Wartość wskaźnika w okresach badawczych														
			1984/85			1985/86			1986/87			1987/88			1988/89		
	D ₁	D ₂₄	S _a	S _{max}	S _{min}	S _a	S _{max}	S _{min}	S _a	S _{max}	S _{min}	S _a	S _{max}	S _{min}	S _a	S _{max}	S _{min}
mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³
Stężenie pyłu w powietrzu	0.011	0.060	0.060	0.399	0.036	0.072	0.340	0.004	0.058	0.215	0.004	0.041	0.130	0.005	0.042	0.168	0.003
Stężenie SO ₂ w powietrzu	0.011	0.075	0.016	0.076	śl.	0.016	0.090	0.001	0.023	0.128	śl.	0.020	0.113	śl.	0.045	0.392	śl.
Stężenie siarczanu SO ₄	0.0079	0.060	0.076	0.459	śl.	0.036	0.273	śl.	0.013	0.150	śl.	0.008	0.016	śl.	0.002	0.009	śl.
Stężenie NO _x w powietrzu N ₂ O	0.0079	0.060	0.047	0.379	śl.	0.030	0.165	śl.	0.028	0.188	0.001	0.025	0.150	śl.	0.030	0.448	śl.
Stężenie NH ₃ w powietrzu	0.013	0.060	-	-	-	0.019	0.268	śl.	0.018	0.224	śl.	0.032	0.046	śl.	0.001	0.017	śl.
Odczyn opadów atmosferycznych (pH)	5,6		5,7 (2,2-7,4)			4,2 (2,4-7,0)			4,3 (2,8-6,3)			4,2 (2,3-6,7)			4,4 (2,4-6,0)		
Odczyn wód opadowych (pH)	6,0-9,0		4,8 (3,6-6,7)			4,0 (2,7-6,2)			4,0 (2,6-6,0)			4,2 (3,1-5,4)			4,4 (2,6-5,7)		

D_a – dopuszczalne stężenie średnioroczne

D₂₄ – dopuszczalne stężenie średniodobowe

S_a – stężenie średnioroczne zamierzone

S_{max} – stężenie max zamierzone w cyklu pomiarowym

S_{min} – stężenie minimalne w cyklu pomiarowym

śl. – ślady zanieczyszczenia

CEL I METODY BADAŃ

Prowadzone badania mają na celu prześledzenie dynamiki zmian jakości wód opadowych podokapowych. Analizie podlegał zarówno depozyt mokry jak i suchy, czyli łączny ładunek substancji chemicznych jaki wnoszony jest do ekosystemów.

Opad atmosferyczny związany jest z wysokością n.p.m. i ekspozycją stoków, dlatego też do badań wybrano okolice Zieleńca (800 m n.p.m.) którego klimat tworzą dwa pasma górskie tj., Góry Orlickie i Góry Bystrzyckie, oraz rejon Chocieszowa położonego w paśmie górskim Sudetów Środkowych wzniesiony 400 m n.p.m.

Pomiary wód opadowych spływających po pnju rozpoczęto w marcu 2002 roku (trwają nadal). Na wybranych drzewach modelowych brzozy brodawkowatej (*Betula pendula*) założono 6 chwytników kołnierzowych. Trzy chwytniki zbudowano w kompleksie leśnym należącym do Nadleśnictwa Szczytna w miejscowości Zieleniec. Ten rejon badań leży niedaleko meteorologicznych punktów pomiarowych w Zieleńcu i Dusznikach Zdroju. Pozostałe trzy kołnierze zainstalowano w kompleksie leśnym należącym do prywatnych właścicieli, w miejscowości Chocieszów, gdzie głównym gatunkiem lasotwórczym jest brzoza brodawkowata, która zajmuje 80% powierzchni leśnej. Chwytniki kołnierzowe umieszczono na strzałach na wysokości 1,30 m od szyi korzeniowej. Wykonano je z pianki poliuretanowej powleczonej silikonem, powierzchnia zbiorcza każdego z nich wynosi 0,25 m². Woda odprowadzana jest przewodem igielitowym do jałowego pojemnika plastikowego, wymienianego po każdym opadzie. Próby śniegu pobierano z powierzchni chwytnej kołnierza. W zebranych opadach mierzono pH i przewodność.

Średni opad w Zieleńcu wynosi 1321 mm rocznie i jest największy w tym rejonie (Walczak 1956). Według danych Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej we Wrocławiu w 2002 roku średnia suma opadów dla posterunku w Zieleńcu wynosiła 1399 mm najwięcej zaś opadów było w lutym (220 mm) i sierpniu (211 mm). Masy wilgotnego powietrza niesione są przez wiatry zachodnie i północno-zachodnie (głównie w lipcu), przynoszą ze sobą duże opady. Uderzają one od strony Obniżenia Kudowy w zbocze Gór Orlickich (Zieleniec), dalej doliną Bystrzycy Dusznickiej powyżej Dusznik kierowane są na północno-wschodnie stoki Gór Orlickich (Walczak 1956).

Od połowy października do końca pierwszej dekady maja odnotowuje się opady śnieżne, natomiast pokrywa śnieżna utrzymuje się niekiedy przez okres ośmiu miesięcy (Słownik geografii turystycznej Sudetów 1992).

Średnia suma opadów atmosferycznych w Chocieszowie, kształtuje się w granicach 800 mm rocznie. Z danych Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej we Wrocławiu wynika, że w 2002 roku średnia suma opadów odnotowana na posterunku w Chocieszowie wynosiła 837 mm czyli o 562 mm mniej niż w Zieleńcu. Najwięcej opadów przypało na miesiąc sierpień 203 mm.

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

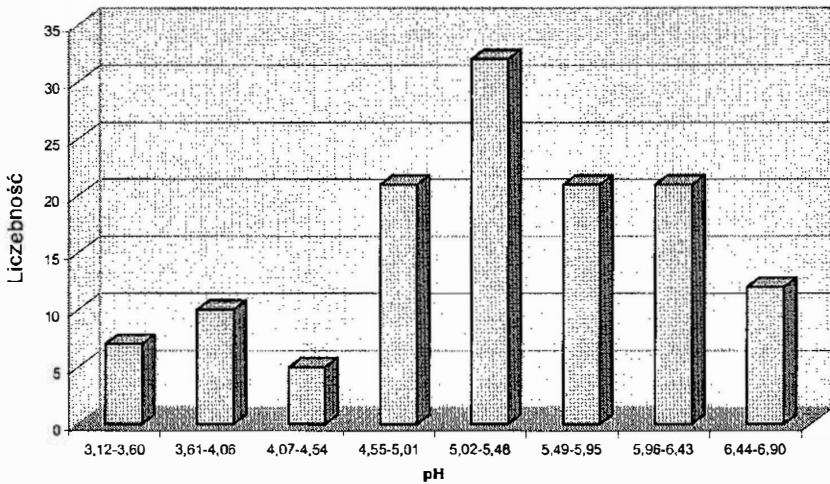
Badania prowadzono w okresie od marca 2002 roku do stycznia 2004, co umożliwiło zebranie 138 prób w Chocieszowie i 129 prób w Zieleńcu. Uzyskane wyniki badań odczynu i przewodności elektrolitycznej przedstawiono w tabeli 2.

Tab. 2. Odczyn (pH) i przewodność właściwa (w mS/cm) wód opadowych podokapowych w Zieleńcu i Chocieszowie w okresie III. 2002 - I. 2004.

Parametry	Zieleniec 17.03.2002 - 20.01.2004		Chocieszów 20.03.2002 - 20.01.2004	
	pH	mS/cm	pH	mS/cm
x	5,31	0,201	5,18	0,176
δ_n	0,876	0,1439	0,925	0,1044
δ_{n-1}	0,879	0,1445	0,928	0,1048
$v\%$	16,52	71,70	17,86	59,48
M_e	5,37	0,169	5,27	0,155
M_o	5,29	0,230	5,23	0,139
<i>Min</i>	3,12	0,025	2,98	0,022
<i>Max</i>	6,90	0,622	7,30	0,583
n	129	129	138	138

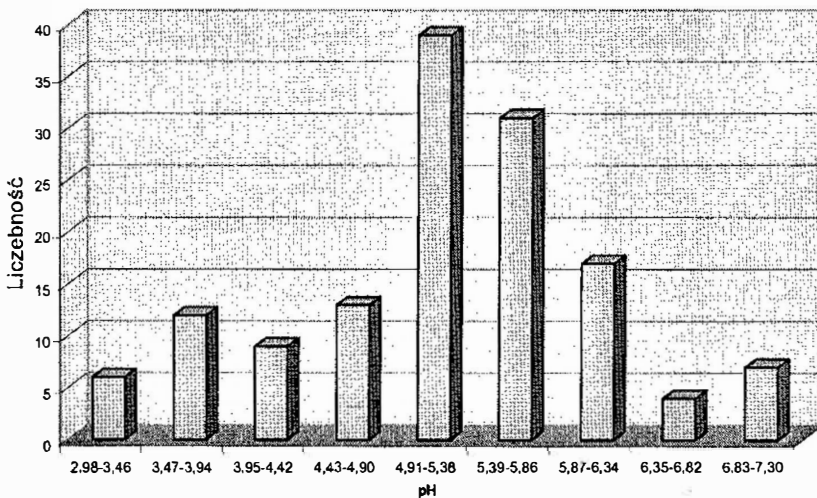
Zebrane próby opadów atmosferycznych pod koronami drzew wskazują na zmienne obciążenie ekosystemów leśnych zanieczyszczeniami powietrza atmosferycznego. Uzyskane wartości pH w Zieleńcu zawierają się w przedziale 3,12-6,90 z największą liczebnością w przedziale 5,02-5,48 (25%) (ryc. 1), przy czym średnia arytmetyczna wynosiła $x = 5,31$, minimalna wartość pH 3,12, zaś maksymalna 6,90. Odczyn opadów atmosferycznych w Chocieszowie, był zbliżony do Zieleńca. Około 30% opadów plasuje się w przedziale od 4,91 do 5,38 pH (ryc. 2), najniższe pH jest równe 2,98, najwyższe to 7,30.

Rozkład pH na Zieleńcu
17.03.2002 - 20.01.2004



ryc. 1.

Rozkład pH w Chocieszowie
20.03.2002 - 20.01.2004



ryc. 2.

Według rozkładu odczynu wyznaczonego przez Światową Organizację Meteorologiczną w latach 1983-87 uznano, że obszar Polski znajdował się w przeważającej części pod wpływem kwaśnych opadów o pH w zakresie 4,3-4,6 (Hryniewicz, Przybylską 1993). Fakt ten był później wielokrotnie dokumentowany przez różnych badaczy. O kwaśnych opadach w połowie lat dziewięćdziesiątych XX w. donosiła Liwińska wraz z Wawrzoniak (1995). Większość otrzymanych przez nich wyników plasowała się w przedziale odczynu kwaśnego (tab. 3)

Punkty pomiarowe	pH
Olkusz	4,26
Koniecpol	4,69
Świerklaniec	4,46
Garwolin	4,40
Kozienice	4,47
Barycz	4,16
Łągów	4,74

Tab. 3. Wartości odczynu opadów podokapowych otrzymanych w badaniach Liwińskiej, Wawrzoniak (1995) w roku 1994

Punkty pomiarowe	pH
Łeba	4,64
Puszcza Borecka	4,45
Warszawa Bielany	4,68
Jarczew	4,61
Śnieżka	4,46

Tab. 4. Odczyn opadów podokapowych w roku 2000 wg. danych Urzędu Statystycznego (2001)

W roku 2001 Główny Urząd Statystyczny przedstawił wyniki badań z różnych punktów pomiarowych w Polsce (tab. 4), które wyraźnie cechowały się niskim odczynem.

W przeprowadzanych badaniach w Zieleńcu i Chocieszowie nie udało się uchwycić istotnej różnicy pomiędzy opadem podokapowym okresu zimowego i letniego, co było spowodowane mniejszą częstotliwością poboru prób w okresie letnim. Zauważono jednak inną zależność. Świeży śnieg charakteryzował się niższym pH (średnia 4,56), natomiast śnieg, który jakiś czas zalegał na chwytnikach kołnierzowych cechował się odczynem wyższym (średnia 5,76). Wyniki te potwierdzają spostrzeżenia innych badaczy. Sporek i inni (1993) stwierdzili wyraźną różnicę między odczynem śniegu świeżo spadłego ($pH_{sr}=4,47$), który nie uległ jeszcze żadnym przeobrażeniom, a odczynem śniegu starszego ($pH_{sr}=5,00$), którego właściwości fizyczne uległy zmianom wskutek zmian temperatury, nasłonecznienia itp. Istnienie podobnej zależności zauważono także podczas badań prowadzonych w okolicy Karpacza (Laskowski, 1991).

Mineralizację opadów wyrażono za pomocą przewodności elektrolitycznej. Zauważono znaczną rozpiętość tego wskaźnika od 0,025 do 0,622 mS/cm w Zieleńcu i od 0,022 do 0,583 mS/cm w Chocieszowie. Szpilkowski (1998) Kolender (1998), Krzysztofiak (1998) oraz Janek (2000) obserwowali wyraźny wzrost przewodności pod koronami drzew. Przykładowo Kolender (1998) w Storkowie otrzymał następujące wartości dla opadów pod drzewostanem: 0,569 mS/cm, a dla otwartej powierzchni: 0,0211 mS/cm. Krzysztofiak (1998) w Wigierskim Parku Narodowym notował przewodności pod okapem sosen w granicach 0,094-0,11 mS/cm, gdy tymczasem na otwartym terenie mieściły się one w zakresie 0,0359-0,0516 mS/cm. Uzyskane wyniki z Zieleńca i Chocieszowa wykazują znacznie wyższą przewodność wynoszącą 0,622 mS/cm (tab. 2). Dojlido (1987) uznał, że wzrost przewodności powyżej 0,038 μ S/cm wskazuje na zanieczyszczenie wody. Małek i in. (1998) badając opad śniegu, zwrócili uwagę, że równocześnie z obniżeniem wartości pH następuje wzrost przewodnictwa, które jest ściśle związane ze zwiększeniem się ilości zanieczyszczeń kwaśnych.

WNIOSKI

Z przeprowadzonych pomiarów i analiz wód opadowych podokapowych w paśmie Gór Orlickich i Gór Bystrzyckich na wysokości 800 m n.p.m. (rejon Zieleńca) oraz w paśmie Sudetów Środkowych wzniesionych 400 m n.p.m. (rejon Chocieszowa) nasuwają się następujące wnioski i uogólnienia:

1. Dynamika deponowanych zanieczyszczeń (mokrych i suchych) jest znaczna, bowiem rozpiętość odczynu opadów atmosferycznych wynosi w tym okresie od 2,98 do 7,30 pH.
2. Potwierdzenie zmienności jakości podokapowych opadów atmosferycznych znajdujemy w przewodności elektrolitycznej wynoszącej 0,022 mS/cm do 0,628 mS/cm.
3. Opady atmosferyczne o odczynie silnie kwaśnym wystąpiły w 25,4 % (pH poniżej 4,6), opady o odczynie w przedziale pH 5,5-6,5 wystąpiły w 27,5 % natomiast o odczynie alkalicznym w 5,8 % (pH powyżej 6,5).
4. Badania odczynu i przewodności elektrolitycznej opadów atmosferycznych, potwierdzają pogląd o ciągłym zagrożeniu ekosystemów leśnych w górach ze strony zanieczyszczeń przemysłowych powietrza atmosferycznego.

LITERATURA

- BIAŁOBOK S., 1986, Zjawisko kwaśnych deszczów [za:] Małek S., Wężyk P., Pająk M., Durło G., 1998, Analiza ilościowa i jakościowa pokrywy śnieżnej w drzewostanach bukowych Ojcowskiego Parku Narodowego i Leśnego Zakładu Doświadczalnego w Krynicy [w:] Osuch B., (red.) 1998, Las i Woda, Politechnika Krakowska, Kraków, ss. 300-312.
- DOJLIDO J., 1987, Chemia wody, Wyd. Arkady, Warszawa, ss. 80-81.
- EBIŚ M., 2001, Struktura biomasy sosny zwyczajnej, PWN, Warszawa – Wrocław.
- ELLENBERG H., 1978, Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Ulmer [za:] Modrzyński J., Zarys ekologii świerka [w:] Boratyński A., Bugała W., 1998, Biologia świerka pospolitego, Instytut Dendrologii PAN, Poznań, ss. 303-359.
- FALKENGREN-GRIERUP U., 1989, Effects of stemflow on beech forest soil and vegetation in southern Sweden, J. Appl. Ecol, Nr. 26, ss. 341-352 [w:] Niemtur S., 1994, Spływ pniowy a skażenia gleby w górskich drzewostanach bukowych, Pr. IBL, seria A, nr 770/776, ss. 26-29.
- FLEMMING G., 1983, Klimat – Środowisko – Człowiek, PWRiL, Warszawa ss. 104-105.
- GRODZIŃSKA K., 1980, Zanieczyszczenie Polskich Parków Narodowych metalami ciężkimi, Ochrona Przyrody 43, 10: 10-27 [za:] Małek S., Wężyk P., Pająk M., Durło G., 1998, Analiza ilościowa i jakościowa pokrywy śnieżnej w drzewostanach bukowych Ojcowskiego Parku Narodowego i Leśnego Zakładu Doświadczalnego w Krynicy [w:] Osuch B., (red.) 1998, Las i Woda, Politechnika Krakowska, Kraków, ss. 300-312.
- HRYNIEWICZ R., PRZYBYLSKA B., 1993, Zanieczyszczenia opadów atmosferycznych w Polsce, IMiGW (maszynopis).
- Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Oddział we Wrocławiu, 2003, Dane meteorologiczne dla Posterunku meteorologicznego Duszniki Zdrój-Słoszów i Posterunku opadowego Zieleniec. Maszynopis OWR/ZBR-M/Z/114/2003, Wrocław.
- INTRIBUS R., 1977, Bilancia zrážok v lesnom bióme Carpineto-Quercetum, Lesn. Stud, 28, ss. 1-64 [w:] Olszewski L. J., 1984, Intercepcja i jej wpływ na wysokość opadów atmosferycznych docierających do powierzchni gruntu w lesie, Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, z. 288, Wyd. PWN, Warszawa, ss. 248-249.

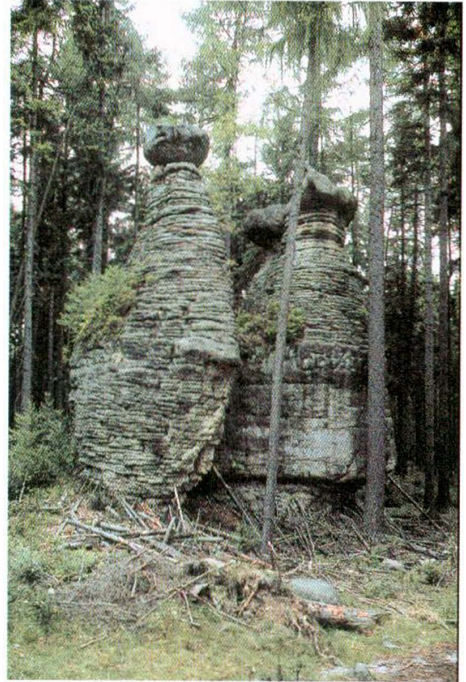
- ISIDOROW W., JAROSZYŃSKA J., 1998, Kwaśne deszcze. Historia, powstanie i skutki [w:] Wiąckowski S., Wiąckowska J., 1999, Globalne zagrożenie środowiska, Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, WSP, Kielce.
- JANEK M., 2000, Wpływ drzewostanów iglastych na jakość wód opadowych, Pr. IBL seria A, Nr 904-907 ss. 74-77, 80-85.
- KOLANDER R., 1998, Stan geosystemów Polski w latach 1994-1997 [w:] Kostrzewski A., (red.), 1998, Z.M.Ś.P – stan geosystemów Polski w latach 1994-1997, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa ss. 234-236.
- KOWALIK P., 1998, Hydrologia ekosystemu leśnego ze szczególnym uwzględnieniem systemu gleba-roślina-atmosfera [w:] Osuch B., (red.) 1998, Las i Woda, Politechnika Krakowska, Kraków, ss. 177-178.
- KOWALIK P., CUDLIN P., 2002, Stosunki wodne w obumierającym lesie świerkowym w Karkonoszach [w:] Osuch B. (red.), 2002, Czasopismo techniczne Inżynieria Środowiska, Zeszyt 4-Ś, Las i woda, Politechnika Krakowska, Kraków, ss. 27-35.
- KRZYSZTOFIAK L., 1998, Raport Stacji Bazowej Z.M.Ś.P. Wigierski Park Narodowy (Krzywe) za lata hydrologiczne 1994-1997 [w:] Kostrzewski A., (red.), 1998, Z.M.Ś.P – stan geosystemów Polski w latach 1994-1997, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa ss.111-116.
- KUCHARSKA K., SIENKIEWICZ J., TYSZKA J., 1995, Western Sudety (Poland) [za:] Kowalik P., Cudlin P., 2002, Stosunki wodne w obumierającym lesie świerkowym w Karkonoszach [w:] Osuch B. (red.), 2002, Czasopismo techniczne Inżynieria Środowiska, Zeszyt 4-Ś, Las i woda, Politechnika Krakowska, Kraków, ss. 27-35.
- LASKOWSKI L., 1991, Chemistry of the water of Karkonosze Mts and springs with special consideration of its acidification, The Europea Geographer Nr 3-4, Lizbona
- LIWIŃSKA A., WAWRZONIAK J., 1995, Czasowe i przestrzenne zmiany pH i chemizm opadów atmosferycznych na terenach leśnych o zróżnicowanym poziomie zanieczyszczeń powietrza w Polsce, Pr. IBL, seria B, nr 24, ss. 24-28.
- MAHENDRAPPA M.K., 1974, Chemical composition of stemflow from some eastern Canadian trees species, Can.J.For.Res., Nr 4, ss. 1-7, [w:] Niemtur S., 1994, Spływ pniowy a skażenia gleby w górskich drzewostanach bukowych, Pr. IBL, seria A, nr 770/776, ss. 26-29.
- MAŁEK S., WĘŻYK P., PAJĄK M., DURŁO G., 1998, Analiza ilościowa i jakościowa pokrywy śnieżnej w drzewostanach bukowych Ojcowskiego Parku Narodowego i Leśnego Zakładu Doświadczalnego w Krynicy [w:] Osuch B., (red.) 1998, Las i Woda, Politechnika Krakowska, Kraków, ss. 300-312.
- NIEMTUR S., 1994, Spływ pniowy a skażenia gleby w górskich drzewostanach bukowych, Pr. IBL, seria A, nr 770/776, ss. 26-29.
- NIHGLARD B., 1970, Precipitation, its chemical composition and effect on water in beech and spruce forest in souths Sweden [za:] Małek S., Wężyk P., 1998, Monitorowanie dynamiki zmian ilościowych i jakościowych opadów atmosferycznych w drzewostanach bukowych Ojcowskiego Parku Narodowego i Beskidu Sądeckiego [w:] Osuch B., (red.) 1998, Las i Woda, Politechnika Krakowska, Kraków, ss. 466-480.
- OLSZEWSKI L. J., 1984, Intercepcja i jej wpływ na wysokość opadów atmosferycznych docierających do powierzchni gruntu w lesie, Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, z. 288, Wyd. PWN, Warszawa, ss. 248-249.

- PETTY W. H., LINDBERG S. E., 1990, An intensive 1-month investigation of trace metal deposition and trougfall at a mountain spruce forest [za:] Małek S., Wężyk P., Pająk M., Durło G., 1998, Analiza ilościowa i jakościowa pokrywy śnieżnej w drzewostanach bukowych Ojcowskiego Parku Narodowego i Leśnego Zakładu Doświadczalnego w Krynicy [w:] Osuch B., (red.) 1998, Las i Woda, Politechnika Krakowska, Kraków, ss. 300-312.
- POTTER C. S., 1992, Stemflow nutrient inputs to soil in a successional hardwood forest, Plant and Soil, Nr 140, ss.249-254 [w:] Niemtur S., 1994, Spływ pniowy a skażenia gleby w górskich drzewostanach bukowych, Pr. IBL, seria A, nr 770/776, ss. 26-29.
- Słownik geografii turystycznej Sudetów – Góry Bystrzyckie i Orlickie, 1992, Wydawnictwo PTTK, Kraków.
- SPOREK K., 1984–1995, Maszynopis, dane niepublikowane.
- SPOREK K., LASKOWSKI L., ŁOPUSIEWICZ R., 1993, Odczyn śniegu w Karkonoszach i Górach Izerskich, jako wynik obecności zanieczyszczeń przemysłowych w atmosferze, Sylwan, Nr 10, s. 63.
- STACHURSKI A., ZIMKA J. R., KWIECIEŃ M., 1994, Niektóre aspekty krążenia pierwiastków w ekosystemach leśnych na terenie Jakuszyce (II) [za:] Fischer Z. (red.) 1994, Karkonoskie Badania Ekologiczne, II Konferencja, Dziekanów Leśny, 17-19.01.1994, Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN, Dziekanów Leśny ss. 207-232 [w:] Janek M., 2000, Wpływ drzewostanów iglastych na jakość wód opadowych, Pr. IBL, seria A, nr 904-907 ss. 75.
- STRZAŁKO J., MOSSOR-PIETRASZEWSKA T., (red), 1999, Kompendium wiedzy o ekologii, PWN, Warszawa-Poznań
- SZPILKOWSKI J., MICHALSKA G., KRUSZYK R., 1998, Raport Stacji Bazowej Z.M.Ś.P. UAM w Storkowie za lata hydrologiczne 1994-1997 [w:] Kostrzewski A., (red.), 1998, Z.M.Ś.P – stan geosystemów Polski w latach 1994-1997, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa ss.45-47, 54.
- TOMANEK J., 1963, Meteorologia i klimatologia dla leśników – podręcznik dla studentów wydziałów leśnych WSR. PWRiL, Warszawa, ss.140-141.
- TWAROWSKI R., BŁACHUTA J., DĄBROWSKI A., GENDOLLA T., WYRODEK S., SIENKIEWICZ R., 2000, Ogólnopolski monitoring chemizmu opadów atmosferycznych i depozycji zanieczyszczeń do podłoża, [w:] Burchald j., 2000, Stan i antropogeniczne zmiany jakości wód w Polsce, Uniw. Łódzki, Polskie Tow. Geograficzne, ss. 17-20.
- TYSZKA J., ŻAKOWICZ S., 1998, Zmiany retencji glebowej i własności geochemicznych wody wybranych ekosystemów leśnych północnej Polski [w:] Osuch B., (red.) 1998, Las i Woda, Politechnika Krakowska, Kraków, ss. 223-235.
- WALCZAK W., 1956, Ziemia Kłodzka – monografia krajoznawcza, Sport i Turystyka, Warszawa.
- WALENDZIK R. J., 1994, Degradation of forest soils in Sudety Mts. Ad attempts to revitalize [za:] Kowalik P., Cudlin P., 2002, Stosunki wodne w obumierającym lesie świerkowym w Karkonoszach [w:] Osuch B. (red.), 2002, Czasopismo techniczne Inżynieria Środowiska, Zeszyt 4-Ś, Las i woda, Politechnika Krakowska, Kraków, ss. 27-35.
- ZAJĄC P. K., Grodzińska K., 1980, Snow pollution, [za:] Małek S., Wężyk P., Pająk M., Durło G., 1998, Analiza ilościowa i jakościowa pokrywy śnieżnej w drzewostanach bukowych Ojcowskiego Parku Narodowego i Leśnego Zakładu Doświadczalnego w Krynicy [w:] Osuch B., (red.) 1998, Las i Woda, Politechnika Krakowska, Kraków, ss. 300-312.
- ZINKE P.J., 1962, The patern of influence of individual forest tress on soil properties, Ecology, Nr. 43, ss. 130-133 [w:] Niemtur S., 1994, Spływ pniowy a skażenia gleby w górskich drzewostanach bukowych, Pr. IBL, seria A, nr 770/776, ss. 26-29.

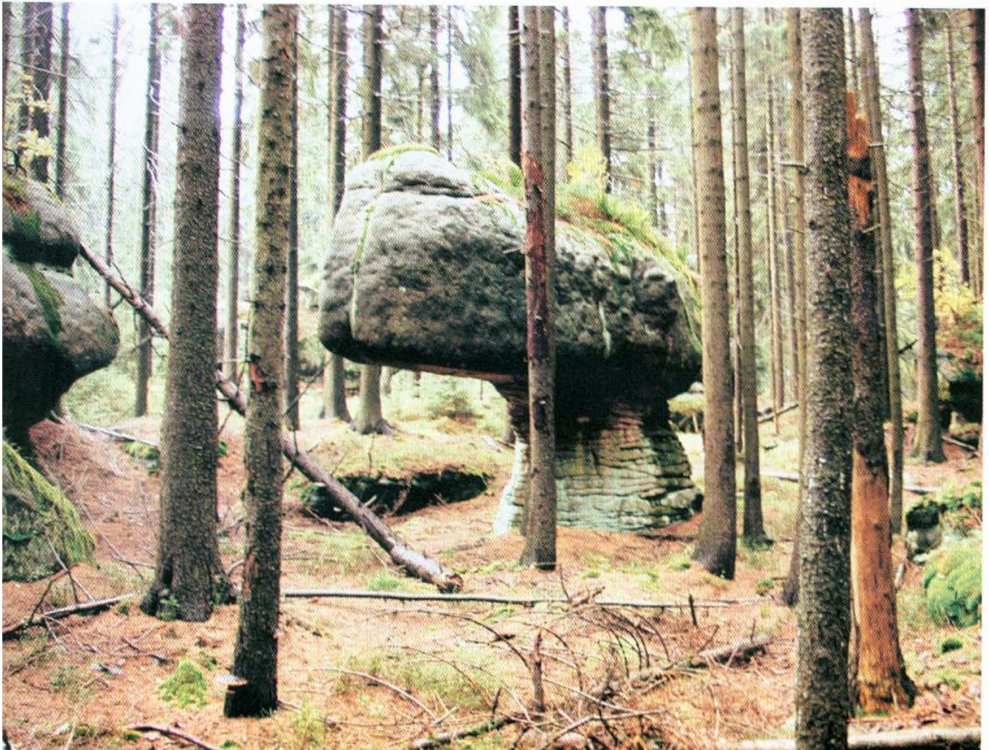
Skalne Grzyby



(Fot. H. Härtel)



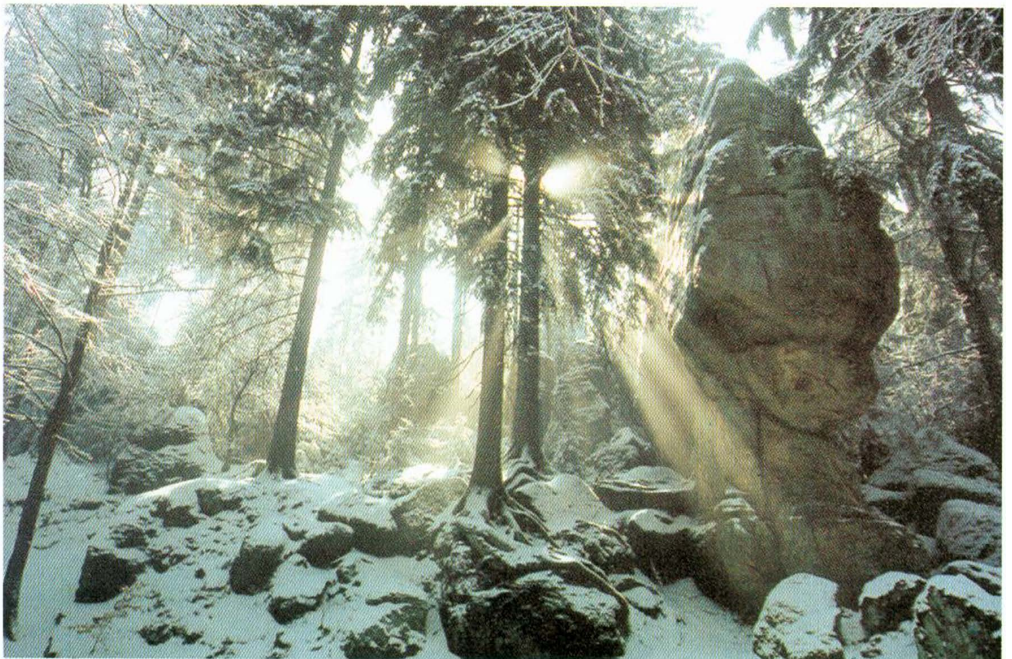
(Fot. J. Chatys)



(Fot. H. Härtel)



(Fot. P. Bauer)



(Fot. J. Chatys)

ROLA BIOINDYKACYJNA ŚWIERKA (*Picea abies*) W OCENIE ZAGROŻEŃ EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH

THE BIOINDICATIVE ROLE OF THE NORWAY SPRUCE (*Picea abies*) IN THE ASSESSMENT OF THE THREAT TO FOREST ECOSYSTEMS

KAZIMIERZ SPOREK

Uniwersytet Opolski, Zakład Ekologii i Ochrony Przyrody

Abstract: The Norway spruce (*Picea abies* L.) is a boreal and mountain species of the continental climate and is very sensitive to a deficit or a surplus of soil humidity, especially in the optimum of the vegetation season. It is a host for many species of insects, gradations of which are dangerous to spruce stands. Optimal habitat conditions for the Norway spruce are provided by the region of Beskid Żywiecki. In most stocked spruce stands ca 4% of light reaches the forest ground layer. This is sufficient for seedlings of the European fir (*Abies alba* L.), while the Norway spruce seedlings need at least 10% light of the open area. In comparison to the Scotch pine (*Pinus silvestris* L.), the Norway spruce has higher requirements for soil fertility and humidity, and is less tolerant to their changes in time or space. At a given site, the yearly biomass increase of a tree stand during the vegetation season is a function of not only the weather in this period but also of density of insect phytophages dwelling in tree canopy. The density of these insects, in turn, depends on densities of their antagonists: predators and parasites. In a biocenotically balanced biotope, 6% of the leafage is consumed by phytophages, as shown by Bray (1964). The mass of leaves are organs of trees that produce the tree volume. If the density of these phytophages is higher, i.e. when the biocenotic equilibrium is disturbed, their foraging is more intensive, thus the leafage mass decreases. This leads to the reduction of the tree biomass production. In a natural forest, the density of deer is regulated by mammal predators such as wolf, wolverine, wild cat or lynx. Extinction of these forest allies resulted in disturbance of the biocenotic balance and is a source of a constant threat to tree plantations, which are in fact our forests at present. As it has been shown, hunting has not been able to substitute the mammal predators in their role of regulators of the deer status, especially that it has not been aimed by hunters. In natural conditions of mountains, the altitude above the sea level is an important factor. In our latitudes, the altitude increase for 100 m is and equivalent of the shift of the range limit for 100 km northwards. Every 100 m upwards the temperature falls down for 0.6°C, hence also the vegetation season is shortened and the 24-h amplitude of temperature decreases. In the effect, the biomass production is reduced. The biomass production as the function of the length of the vegetation season and the 24-hour temperature amplitude in the Sudety mountains at 600 m a.s.l is shaped by the length of the vegetation season estimated at 250 days with the mean temperature + 14°C and $Dp' = 9.5$ mb. The presented simplified pattern of interrelations of biotic processes is a model of an ecological system - biocenosis. It should be emphasised that this model can be fully applied to a closed ecosystem, as for example the biocenosis of a small oceanic island (Elton 1967). However, forests of the Central Europe are open systems so is the biocenosis of the Sudety spruce forest as well. This means that it is a part of the higher biological unit, called physiocenosis, including adjacent arable fields, barren land, stripes along fences, meadows and orchards. Thanks to this system, vast tree plantations of so much disturbed equilibrium still exists, as well as due to the fact that the factor of mammal predator density has been replaced to some extent by hunting and poaching. In the Sudety mountains, with the raise of ground level the forest is in greater distance to arable fields and orchards so that this system becomes similar to a closed one. This is the reason of the deforestation disaster which has started in 1977 and covered 14 000 ha of the forest located over 700 m a.s.l.

CZYM JEST BIOINDYKACJA ?

Każdy organizm wymaga właściwych warunków do życia i ma właściwą amplitudę ekologiczną, tzn. wymaga odpowiedniego zakresu zmienności warunków ekologicznych, w których może występować. Granicami tego przedziału są minimum i maksimum ekologiczne, tzn. warunki środowiskowe, poza którymi gatunek nie ma już szans przeżycia. Gatunki zwierząt lub roślin i ich kombinacje związane z określonymi czynnikami ekologicznymi, pozwalające na określenie typu środowiska, w którym występują, nazywane są wskaźnikami ekologicznymi albo bioindykatorami. Zainteresowanie wskaźnikami ekologicznymi powstało stosunkowo niedawno, kiedy pewne rośliny okazały się użyteczne przy poszukiwaniu złóż uranu, np. w Sudetach występuje *Mimulus guttatus* roślina ściśle związana z wodami radiacyjnymi. Wskaźniki ekologiczne mają zastosowanie w leśnictwie, np. chrobotek reniferowy i płucnica islandzka są wskaźnikami ekologicznymi boru suchego. Wskaźniki ekologiczne, wykorzystywane są coraz częściej w ochronie środowiska, przy ocenie stopnia destrukcji środowiska oraz do prognozowania zachodzących zmian.

Poszukuje się organizmów bardzo wrażliwych na obecność szkodliwych związków w powietrzu atmosferycznym, aby wykorzystać je do uzyskania szybkiej diagnozy stopnia stężenia zanieczyszczeń powietrza, stosunkowo małym nakładem pracy i kosztów. Z punktu widzenia ekologii ważne są organizmy, które służą do rozpoznawania lub ilościowego charakteryzowania czynników ekologicznych. Natomiast ze względu na ochronę środowiska mają znaczenie organizmy wskazujące na obecność czynników antropogenicznych.

Wieloletnie rośliny drzewiaste wykazały zaletę, istotną z punktu widzenia bioindykacji. Dzięki analizie drewna można określić poziom skażeń pierwiastkami śladowymi wówczas, kiedy nie znano jeszcze metod pomiarowych, i nie dostrzegano niebezpieczeństwa ze strony skażeń. Takie retrospektywne badania opierały się na znanej właściwości ściany komórkowej komórki roślinnej pobierania i trwałego wiązania zbędnych substancji. Specyficzne wiązanie pierwiastków śladowych zachodziło także w okresach minionych, wskutek czego wbudowane tam pierwiastki, nie ulegając wymyciu lub wymywane w niewielkim stopniu, przetrwały w drewnie (słojach rocznych) do chwili obecnej. Analiza ich zawartości dostarczyła wielu cennych informacji na temat wzrostu skażenia. Porównując wyniki z czasów rozwoju dziewiętnastowiecznego przemysłu z dzisiejszymi wnioskujemy, że poziom skażenia ołowiem w ówczesnym mieście był mniej więcej taki sam jak obecnie na wsi.

BIOCENOZA LASU ŚWIERKOWEGO

Świerk (*Picea abies* L.) jest gatunkiem borealno-górskim przywiązany do klimatu kontynentalnego, bardzo wrażliwym na niedostatek lub nadmiar wilgoci glebowej, zwłaszcza w optimum sezonu wegetacyjnego. Jest żywicielem bardzo wielu gatunków owadów, których gradacje zagrażają egzystencji jego skupień. Optymalne warunki siedliskowe świerk znajduje w Beskidzie Żywieckim. W najbardziej zwartych drzewostanach świerkowych do dna lasu dochodzi około 4% światła, co wystarcza dla siewek jodły (*Abies alba* L.), zaś jego własne siewki wymagają co najmniej 10% światła otwartej przestrzeni. W porównaniu do sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) świerk jest znacznie bardziej wymagający pod względem żyzności gleby i jej wilgotności, a znacznie mniej tolerancyjny na jej wahania w czasie i przestrzeni. Na określonym siedlisku roczny bieżący przyrost biomasy drzewostanu w sezonie wegetacyjnym jest funkcją nie tylko pogody panującej w tym sezonie, ale także i zagęszczenia fitofagów owadzych żerujących w koronach, a zagęszczenie tych ostatnich

z kolei jest funkcją zagęszczenia ich antagonistów: drapieżców i pasożytów. W zrównoważonym biocenotycznie biotopie, jak wykazał Bray (1964), 6% masy listowia pożerają fitofagi. A masa listowia jest niczym innym jak organem drzew produkującym masę drzewną. Gdy zagęszczenie tych fitofagów jest większe, tzn. gdy zachodzi zachwianie równowagi biocenotycznej, żer fitofagów jest wzmożony, zmniejszenie masy listowia większe, co doprowadza do uszczuplenia produkcji masy drzewnej. W lesie naturalnym zagęszczenie zwierzyny płowej jest regulowane przez ssaki drapieżne np. wilka, rosomaka, żbika lub rysia. Wytepienie tych sprzymierzeńców lasu spowodowało zachwianie równowagi biocenotycznej i stanowi stałe zagrożenie plantacji drzew, jakimi są obecnie nasze lasy. Jak pokazały dotychczasowe działania, łowiectwo nie zdołało zastąpić ssaków drapieżnych w roli regulatora stanu zwierzyny płowej. Zresztą niestawiało sobie dotychczas takiego zadania.

W warunkach przyrodniczych gór, na pierwsze miejsce wysuwa się czynnik wzniesienia terenu nad poziom morza. W naszych szerokościach geograficznych dla roślin wzniesienie terenu o 100 m jest równoważne z przesunięciem granicy występowania o 100 km ku północy. Każde 100 m wzniesienia n.p.m. powoduje spadek temperatury powietrza o $0,6^{\circ}\text{C}$, zatem i długość sezonu wegetacyjnego ulega skróceniu, a także zmniejsza się amplituda dobowej temperatury. W rezultacie produkcja biomasy obniża się. Produkcja biomasy jako funkcja długości sezonu wegetacyjnego i dobowej amplitudy temperatury kształtowana jest w Sudetach na wysokości 600 m n.p.m. długością sezonu wegetacyjnego, szacowanego na 250 dni, ze średnią temperaturą $+14^{\circ}\text{C}$ i $Dp' = 9,5 \text{ mb}$.

Przedstawiony powyżej, uproszczony obraz powiązań współzależnościowych, o zachodzących procesach biotycznych jest modelem układu ekologicznego, jakim jest biocenoza. Trzeba zaznaczyć, że model ten ma pełne zastosowanie do układu zamkniętego, jakim jest np. biocenoza małej wyspy oceanicznej (Elton 1967). Kompleksy leśne w Europie Środkowej stanowią jednak układy otwarte i taką jest również biocenoza sudeckiego lasu świerkowego, a to znaczy, że wchodzi w skład jednostki biologicznej wyższego rzędu, zwanej fizjocenozą, obejmującego przyległe pola uprawne, miedze, przypłocia, łąki i sady. Temu układowi zawdzięczamy, że rozległe plantacje drzew o tak naruszonej równowadze biocenotycznej jeszcze istnieją, ale także i temu, że czynnik zagęszczenia drapieżnych ssaków w pewnej mierze został zastąpiony przez łowiectwo i kłusownictwo.

W Sudetach w miarę wznoszenia się terenu las oddala się od pól uprawnych i sadów, a więc układ ten upodabnia się do zamkniętego, co jest pochodną deforestacji, która rozpoczęła się w roku 1977 i objęła 14000 ha lasu położonego powyżej 700 m n.p.m.

DEFORESTACJA W SUDETACH

Lasy sudeckie zajmują 213 tys. ha, co daje 38% lesistości obszaru geograficznego VII Sudeckiej Krainy Przyrodniczo-Leśnej. Teren Sudetów należy do obszarów Polski najbardziej dotkniętych klęską ekologiczną. Około 70% borów górno-reglowych w tym regionie jest poważnie uszkodzonych. Destabilizacja ekologiczna zagraża w największym stopniu świerkowi pospolitemu, który lokalnie osiąga do 90% udziału w drzewostanach, a charakteryzuje się wysoką wrażliwością na skażenia. Konflikt środowiskowy może być rozwiązany poprzez odtworzenie naruszonej równowagi ekologicznej. Wylesione zbocza górskie wymagają długiego czasu i trudu przy odbudowie, zarówno pod względem składu gatunkowego, jak i struktury pionowej drzewostanów. Zamieranie lasów przyspieszają gradacje szkodników owadzych, a zakładane uprawy leśne niszczy nadmiar grubej zwierzyny łownej.

W latach 1980-1988 w ośmiu nadleśnictwach sudeckich dotkniętych klęską ekologiczną pozyskano 4,6 mln m³ grubizny, z czego 87% stanowiło drewno posuszowe. Wskutek klęski ekologicznej wylesieniu uległo około 14 000 ha, z czego odnowiono do roku 1993 około 13 800 ha (Grzyb, Zimny 1994). Duży wpływ na stan upraw miały szkody spowodowane przez gryznie i zwierzynę łowną oraz nadal istniejące oddziaływanie na sadzonki i glebę substancji fitotoksycznych zawartych w powietrzu i opadach atmosferycznych. Pomimo licznych prób odtwarzania lasu, dotychczasowe efekty są niezadowalające w stosunku do nakładów pracy i środków finansowych.

Badania bioindykacyjne nad uszkodzeniami w Sudetach Zachodnich wskazują na znaczne pokrywanie się stopnia uszkodzeń wraz ze wzrastającą koncentracją SO₂ w powietrzu atmosferycznym. W większości opracowań naukowych jako liczbę graniczną, powyżej której można mówić o destabilizacji drzewostanów świerkowych stanowi 0,11% S w s.m. igieł. W badanych świerczynach mamy ponad 400% przekroczenia tej normy, gdzie % siarki osiąga wartość 0,49 w igłach 5-letnich i 0,26 w igłach 2-letnich (tab. 1). Potwierdzają to badania Fabiszewskiego i Żołnierza (1992), którzy analizowali zawartość siarki i metali ciężkich w szpilkach świerka. Biomasa aparatu asymilacyjnego przesycona była siarką w stopniu miejscami ponad dwukrotnie wyższym niż w Białowieży. Czeskie prace bioindykacyjne (Balcar 1994) w latach 1988-1990 na obszarze Czech w części bezpośrednio przylegającej do rozpatrywanego obszaru badań, potwierdzają wysokie i bardzo wysokie zawartości siarki ogólnej w dwuletnich igłach świerka. I tak np. w latach 1988-1992 notował od 0,212 do 0,261 S w s.m. igliwia świerkowego. Stwierdzone wysokie nagromadzenie siarki ogólnej w aparacie asymilacyjnym świerków wskazuje jednoznacznie, że badane powierzchnie znajdują się pod wpływem silnych zanieczyszczeń powietrza związkami siarki.

Lokalizacja	Wariant	% siarki ogólnej w s.m.			% siarki ogólnej w s.m.		
		W igłach 2-letnich			W igłach 5-letnich		
		pomiar 1	pomiar 2	średnia	pomiar 1	pomiar 2	średnia
Kwisa	A	0,328	0,324	0,326	0,422	0,411	0,416
	B	0,332	0,337	0,335	0,442	0,443	0,442
	C	0,357	0,352	0,355	0,487	0,489	0,488
Zwaliska	A	0,283	0,277	0,280	0,374	0,375	0,374
	B	0,288	0,299	0,293	0,357	0,368	0,362
	C	0,293	0,280	0,286	0,365	0,364	0,364
Jakuszyce	A	0,287	0,287	0,287	0,323	0,328	0,326
	B	0,272	0,275	0,273	0,330	0,330	0,330
	C	0,259	0,267	0,263	0,335	0,323	0,329

Tab. 1. Zawartość % siarki ogólnej w s.m. igieł świerka pospolitego (*Picea abies*)

ŚWIERK JAKO BIEWSKAŹNIK

Istotą zjawisk doprowadzających do deforestacji w Sudetach to trwałe uszkodzenie układu biologicznego – biocenozy. Powszechnie dostrzegany objaw tego uszkodzenia - martwe świerki - to wynik rozpadu ekosystemu i likwidacji lasu jako formacji roślinnej. Jest to konsekwencja zmian jaka nastąpiła u organizmów reprezentujących wszystkie łańcuchy troficzne i różne poziomy organizacji biologicznej, zakłóceniu bowiem uległ przepływ energii.

Obok wielkopowierzchniowych wylesień, dotkliwym skutkiem zamierania lasu jest obniżenie przyrostu miąższości drzewostanów świerkowych wynoszące 39% potencjalnego przyrostu bieżącego. Straty te wynoszą 362,2 tys. m³ tj. 2,25 m³/ha rocznie.

Zmienne tempo zamierania świerczyn w latach 1980-1992 gdzie okresy przyśpieszenia przeplatają się z okresami pewnej stabilizacji utrudniają prognozowanie skali dalszego zamierania lasów sudeckich (Gład 1992). W tym bowiem okresie świerki ze stopniem defoliacji powyżej 60% rzadko przeżywiają okres dłuższy niż 3 lata, natomiast ze stopniem defoliacji 26-60% - 5-6 lat. Gwałtowny przebieg zamierania świerków przesuwają się w niższe położenia górskie - 400-700 m n.p.m., zjawisko to zaobserwowano w Sudetach Wschodnich i Środkowych. Wiosną 1993 roku na obszarze Kotliny Kłodzkiej masy grubizny świeżego posuszu świerkowego oszacowano na 80 tys. m³.

W newralgicznych punktach Sudetów pojawia się przed leśnikami nowy problem, rekonstrukcji ekosystemu leśnego w zmiennych warunkach ekologicznych, tym trudniejszych im wyżej n.p.m. nastąpił rozpad formacji leśnej. Wzorce tej rekonstrukcji mają być czerpane z obserwacji dalszych zmian sukcesyjnych i dostosowywania się przyrody do zmiennych warunków środowiskowych w dwóch Parkach Narodowych - Karkonoskim Parku Narodowym i Parku Narodowym Gór Stołowych. Jeden z przewidywanych wariantów rekonstrukcji to możliwość wystąpienia sukcesji gatunków zastępczych - zespołów jarzębinowych czy brzoźowych stanowiących przedplon dla docelowych gatunków lasotwórczych (liściastych). Okazało się jednak, że w reglu górnym, rozciągającym się w Sudetach powyżej 1000 m n.p.m., świerk jest jedynym drzewem, który może jeszcze tworzyć zwarte drzewostany o stosunkowo wysokim zapasie (Boratyński i inni 1987). Wynika z tego, że świerka w Sudetach nie da się niczym zastąpić. Niezbędne jest zatem zachowanie zasobów genowych wysokogórskich rodzimych populacji świerka. Wprowadzanie do upraw w Sudetach - tak jak to czyniono już uprzednio - świerków obcego pochodzenia może w przyszłości spowodować kolejną destabilizację ekosystemów leśnych.

Zaobserwowano występowanie pod rozpadającymi się świerczynami lub pod okapem martwych drzew, świerki z samosiewu, które rosną wolniej od posadzonych, ale charakteryzują się o wiele większą żywotnością i posiadają więcej roczników igieł. Świerki te tworzą charakterystyczne zgrupowania tzw. stożki wzrostu, zwane biogrupami. Zatem w strefie górnej granicy lasu i wyższych położeniach regla górnego można sadzić w biogrupach, a więc należy zrezygnować z pojęcia więźby (Szymański i Zientarski 1993). Ten sposób rekonstrukcji ekosystemu leśnego z powodzeniem stosują Czesi. Jak umiejętnie korzystać z ograniczonych zapasów nasion? Bernadzki (1993) granicę wysokościowego przenoszenia nasion określa na podstawie badań szwajcarskich na 100 m różnicy wzniesień. W strefie górnej granicy lasu nie powinny one według Zientarskiego (1990) przekraczać 50 m.

Obumieranie drzewostanów powoduje w pierwszej fazie sukcesji intensywny wzrost wielu gatunków roślin zielnych, co stwarza bardzo dobrą bazę pokarmową dla roślinożernych ssaków. Z postępującym zamieraniem lasu w Sudetach następuje wzrost liczebności populacji jelenia i sarny a to z kolei było przyczyną nasilenia się szkód powodowanych przez tę zwierzynę. Szkody powodowane przez zwierzynę są jednym z pięciu ważniejszych czynników sprawiających, że 3/4 powierzchni leśnej w kraju jest w stanie okresowego lub stałego zagrożenia (Szukiel, Nasiadka 1994). Od 1977 do 1988 szkody od zwierzyny na terenie RDLP sukcesywnie wzrastały, zarówno w uprawach i młodnikach, jak i w starszych drzewostanach. Głównymi sprawcami szkód był jelen i sarna, przy czym prawie dwukrotnie

większa powierzchnia szkód przypada na jelenia. Straty wyrządzone przez zwierzynę dla RDLP Wrocław wynoszą 36,0 tys ha i przeszło 694 mln zł. W przeliczeniu na m³ drewna tartaczanego sosnowego II kl. jakości na pniu, wartość szkód istotnych wynosiła 226 tys. m³ przeciętna roczna z wielolecia.

Zwierzyna żeruje na roślinach zdrowych, dobrze rozwijających się, omija zaś egzemplarze wątłe, chore, z pożółkłym igliwem, które prawdopodobnie nie są atrakcyjne jako pokarm pod względem zapachowym i smakowym. Samy i jelenie najintensywniej zgryzają gatunki drzew, których udatność po posadzeniu jest stosunkowo najlepsza. Po okresie wegetacyjnym, od jesieni do wiosny atrakcyjnym żerem w odnowieniach pozostają iglaste przede wszystkim świerki. W niektórych zachowanych jeszcze fragmentach drzewostanów świerkowych, drzewa są intensywnie spałowane przez jelenie (30-90% drzew). Spałowane świerki, niezależnie od rozmiaru spały i ich liczby na strzale są atakowane przez pasożytnicze grzyby, strzała w miejscu uszkodzenia łamana jest przez wiatr.

PODSUMOWANIE

Dla ekologii biotestowanie pozwala dość wcześnie wykryć zaburzenia w układzie ekologicznym spowodowane skażeniami pochodzenia przemysłowego, rolniczego, komunikacyjnego a także nawożenia mineralnego. Teoria biowskaźników, opiera się głównie na zasadzie tolerancji ekologicznej. Z zasady tolerancji ekologicznej wynika jednak, iż nie wszystkie organizmy mogą być biowskaźnikami. Są nimi tylko te, które nazywamy stenobiontami w przeciwieństwie do eurybiontów o bardzo szerokich granicach tolerancji. Dobre biowskaźniki powinny równocześnie być specyficznymi wrażliwe na jeden czynnik środowiska (typ skażeń). Takie kryterium spełnia niewielka tylko liczba gatunków roślin i zwierząt. Dobre biowskaźniki znaleziono przede wszystkim wśród roślin niższych, np. porostów i mszaków, które są praktyczniejszymi biowskaźnikami w badaniach terenowych niż zwierzęta.

Morfologia igliwia, a także stan pędów i gałęzi drzew iglastych jest wygodnym i standardowym biowskaźnikiem dla oceny emisji skażeń z atmosfery. Dlatego używa się jej zarówno w krajach europejskich, jak w USA i Kanadzie. Zmiany w morfologii igliwia są korelowane do dominującego wpływu SO₂ lub NO_x i stanowią podstawę do wprowadzania stref zagrożenia lasów przez przemysłowe zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego.

W praktyce przemysłowej biotesty mogą być stosunkowo tanie, szybkie i dostatecznie precyzyjne. Taniaść ich polega na tym, iż same organizmy wskaźnikowe lub ich organy są tutaj naturalnymi przyrządami pomiarowymi lub same kumulują zanieczyszczenia. Szybkość pomiarów bioindykacyjnych wiąże się przede wszystkim z tym, iż zazwyczaj mierzymy lub analizujemy próby skumulowane – roczne czy sezonowe, otrzymując w rezultacie stosunek stężenia do czasu. Wyskalowane biotesty takie mogłyby, w niektórych przypadkach zastąpić pomiary fizyko-chemiczne. Wprowadzono je zresztą już na stałe do rejestrowania zmian środowiska w Anglii, Holandii, RFN i krajach skandynawskich.

Nowa ustawa "O ochronie i kształtowaniu środowiska" stwarza dobre ramy dla wprowadzenia biowskaźników do praktyki ochrony środowiska. Zainteresowanie inżynierii środowiska biotestami jest duże, chociaż inżynierowie środowiska słabo je znają. Rekonstrukcja i kształtowanie ekosystemów uszkodzonych musi być poprzedzone rozpoznaniem aktualnego stanu środowiska przyrodniczego, od tego rozpoznania zależy bowiem skuteczność działań inżynierii środowiska.

LITERATURA

- BALCAR V., VACEK ST., 1994, Air pollution monitoring i the Sudeten Mts. Protection of forest ecosystems, Warsaw, ss.195-217.
- BERNADZKI E., 1993, Zalesienia wysokogórskie, Las Polski 7: 4-6
- BORATYŃSKI A., KONCA B., ZIENTARSKI J., 1987, Sudeckie bory górnoreglowe, Plagiothecio-Piceetum hercynicum – warunki występowania, struktura, zagrożenie przez zanieczyszczenia środowiska, Arbor. Kórnickie 32:163-205.
- BRAY J., 1964, Litter production in forests of the World. Grassland Division. DSIR, Palmerston, New Zealand.
- ELTON C.S., 1967, Ekologia inwazji zwierząt i roślin, Przekład zbior. pod red. Z. Wójcik, PWRiL, Warszawa.
- FABISZEWSKI J., ŻOŁNIERZ L., 1992, Rozkład skażeń siarką i metalami ciężkimi w regionie sudeckim określony metodami bioindykacyjnymi. Ann. Silesiae 22. 15-28.
- GRZYB J., ZIMNY J., 1994, Problemy gospodarki leśnej przy likwidacji skutków klęski ekologicznej w Sudetach, ss.241-248 [w:] Zagrożenie środowiska leśnego Sudetów, Góry Izerskie - Karkonosze. Świeradów - czerwiec 1994 r., Prace IBL seria "B", nr. 21/1-21/2.
- GŁAZ J., 1992, Charakterystyka zasobów lasów górskich i lasów województwa katowickiego [w:] Analiza stanu lasów górskich i Górnśląskiego Okręgu Przemysłowego na tle występujących zagrożeń, Ekspertyza IBL Warszawa; 5-13.
- SZYMAŃSKI ST., ZIENTARSKI J., 1993, Hodowla lasów górskich w warunkach stresu środowiskowego na przykładzie Karkonoskiego Parku Narodowego [w:] Geoekologiczne problemy Karkonoszy, Uniwersytet Wrocławski: 307-313.
- SZUKIEL E, NASIADKA P., 1994, Gospodarka łowiecka - stan i dotychczasowe działania oraz prognozy i zalecenia, Protection of forest ecosystems, Warsaw, ss.159-189.
- ZIENTARSKI J., 1990, Hodowla lasów górskich w warunkach skażonego środowiska, Las Polski 3:2-8.



Impresje z Błędnych Skal (Fot. J Chatys)



Impresje z Blednych Skat (Fot. J Chatys)

WPLYW OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH NA PRZYROST ELONGACYJNY ŚWIERKA POSPOLITEGO (*PICEA ABIES*) W PARKU NARODOWYM GÓR STOŁOWYCH

THE INFLUENCE OF PERCIPITATION ON THE HEIGHT INCREMENT IN NORWAY SPRUCE (*PICEA ABIES*) IN THE STOŁOWE MOUNTAINS NATIONAL PARK

AGNIESZKA BENEDYKTOWICZ-BEK, KAZIMIERZ SPOREK

*Uniwersytet Opolski. Zakład Ekologii i Ochrony Przyrody. ul. Kominka 4,
45-035 Opole*

Streszczenie: Przyrost wysokości jest cechą określającą dynamikę wzrostową drzew i drzewostanów. Wiek kulminacji przyrostu wysokości u świerka wynosi około 40 lat. Na przebieg rocznego przyrostu wysokości zasadniczy wpływ mają opady atmosferyczne. W niniejszej pracy przedstawiono analizę przebiegu rzeczywistego przyrostu rocznego. Wykazano ścisłą zależność pomiędzy przyrostem a opadami atmosferycznymi.

Abstract: The increment height is the sight denominative the trees and stands' increase dynamics. The age of culmination of increment height at spruce carries out about 40 years. The rainfalls have of the principle influence on process of year-old increment of height. In the article present the analysis of process of annual real growth. Close relationship was showed among increment and rainfalls.

WSTĘP

Przyrost wysokości jest ważną cechą określającą dynamikę wzrostową drzew i drzewostanów. Szybkość wzrostu drzew, zwłaszcza w pierwszej młodości decyduje o tempie rozwoju drzewostanów (Barzdajn 1994). W początkowym okresie wzrostu drzew, przyrost wysokości szybko powiększa się, aż do osiągnięcia maksimum (w wieku kulminacji przyrostu wysokości), a następnie roczny przyrost jest coraz mniejszy i dąży do zera (Czarnowski 1978). Wiek kulminacji przyrostu wysokości u świerka pospolitego wynosi ok. 40 lat (Borowski 1970, Sporek 1995).

Badania (Beker 1998; Dunikowski i in. 1978, Modrzyński 1998, za Nebe; Sporek 2002) wskazują, że na przebieg rocznego przyrostu wysokości zasadniczy wpływ mają czynniki meteorologiczne, zwłaszcza opady atmosferyczne. W poszczególnych latach opady atmosferyczne wzmagają lub obniżają przyrost wysokości. Za krytyczną wartość rocznej sumy opadu dla świerka przyjmuje się 600 mm (Puchalski i Prusinkiewicz 1990). Istotne są nie tylko opady roczne, ale również okres roku w którym jest ich najwięcej. Największa średnia suma opadów przypada w czerwcu i lipcu, czyli w okresie w którym następuje u świerka kulminacja oraz koniec przyrostu na wysokość (Czarnowski 1978). Niskie opady w okresie wegetacyjnym, przy miesięcznej sumie opadów poniżej 40 mm prowadzą do wyraźnych uszkodzeń (Modrzyński 1998, za Schmidt - Vogt). W warunkach niedostatku wilgoci w glebie, wynikającego z niedostatecznej ilości opadów, zwiększenie opadu warunkuje zwiększenie przyrostu wysokości, natomiast w warunkach nadmiaru wilgoci w glebie zwiększenie opadów przyrost ten obniża (Czarnowski 1978).

Celem niniejszej pracy jest przeanalizowanie przebiegu rzeczywistego przyrostu rocznego wysokości w drzewostanach świerkowych.

MATERIAŁ EMPIRYCZNY I METODYKA BADAŃ

Materiał pomiarowy pochodzi z 3 powierzchni badawczych, założonych w litych drzewostanach świerkowych na siedlisku lasu mieszanego górskiego (LMG). Powierzchnie zlokalizowane są w oddziałach: 97a, 87a, 85f na terenie Parku Narodowego Gór Stołowych. Wielkość powierzchni próbnych wynosi 0,25 ha, liczba drzew na powierzchni 341 – 424, wiek drzewostanów od 59 do 44 (Tabela 1).

Nr Pow./ Oddział	Siedliskowy typ lasu	Wiek [lata]	Wielkość powierzchni próbnej [ha]	Liczba drzew	Średnia wysokość [m]	Średnia pierśnica [cm]
1/97 a	LMG _{św}	59	0,25	341	15,92	17,87
2/87 a	LMG _{św}	55	0,25	424	15,75	18,72
3/85 f	LMG _{św}	44	0,25	376	12,89	17,26

Tab. 1. Charakterystyka taksacyjna powierzchni badawczych.

Na powierzchniach wytypowano po 5 drzew modelowych. Drzewa ścięto i określono rzeczywisty bieżący przyrost wysokości na podstawie odległości między okólkami od wierzchołka w kierunku podstawy, z zaokrągleniem do 1 cm. Łącznie dla 3 powierzchni przeanalizowano przyrost 15 świerków.

Na podstawie uzyskanych wyników obliczono wartość średnią, odchylenie standardowe i współczynnik zmienności bieżącego rocznego przyrostu wysokości. Ponadto ustalono wiek kulminacji przyrostu wysokości oraz korzystając z funkcji:

$$\Delta H_a = h_A \left\{ 1 - \left| \frac{a - A}{a + A} \right| \right\}$$

obliczono normalny roczny przyrost wysokości (ΔH_a) zbiorowiska rówieśnego drzew. Gdzie h_A oznacza przyrost wysokości w wieku kulminacji przyrostu wysokości, a – jest wiekiem drzewostanu, natomiast A – wiek kulminacji przyrostu wysokości. “Normalny”, czyli taki, który by istniał, gdyby warunki atmosferyczne co roku były jednakowe (Czarnowski 1978). Zależność bieżącego przyrostu wysokości od opadu atmosferycznego obliczono konsekwentnie według wzoru Sporka (1983):

$$P_{K,r} = \sum_{i=VI}^{XII} P_{i(r-2)} + \sum_{i=I}^{XII} P_{i(r-1)} + \sum_{i=I}^V P_{i(r)}$$

gdzie:

$P_{K,r}$ - oznacza sumę opadu konsekwentnego dla roku r .

Przyrost w roku r jest funkcją przebiegu pogody w części roku r (okres VI - XII), roku poprzedniego $r - 1$ (okres I - XII) oraz $r - 2$ (okres I - V).

Dane dotyczące opadów atmosferycznych z lat 1963 - 2001 pochodzą z Posterunku IMiGW Pasterka, który oddalony jest od powierzchni badawczych około 10 km.

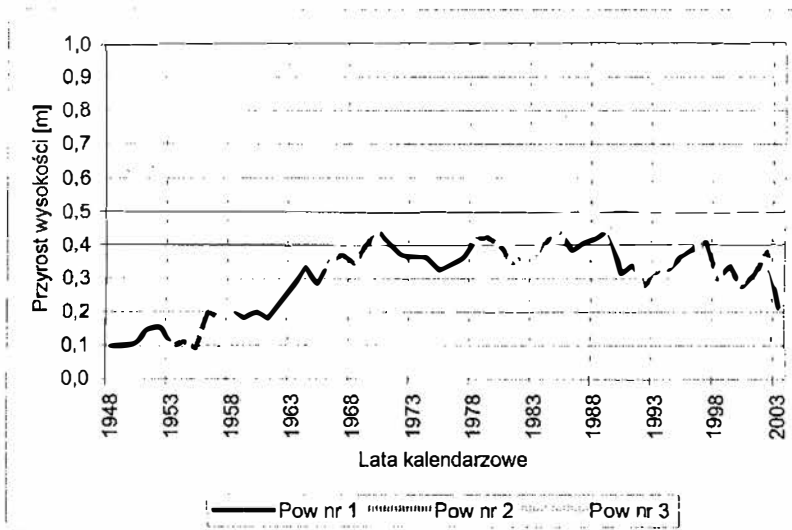
WYNIKI BADAŃ

W badanych drzewostanach kulminacja przyrostu wysokości przypada w wieku między 30 a 35 lat. Średni przyrost w roku kulminacji zawiera się między 0,36 a 0,54 m, z tendencją zwiększania się jego wraz ze wzrostem wieku kulminacji. Odchylenie standardowe w roku kulminacji wynosi od 0,11 do 0,25 m, co w przeliczeniu na współczynnik zmienności stanowi 29,5 – 46,9 % (Tabela 2). Na powierzchni nr 1 i 2, uzyskano prawie identyczne wyniki. Zbieżność ta może wynikać ze zbliżonego wieku tych drzewostanów (59 i 55 lat) i tym samym, podobnych warunków w jakich wzrastały.

Nr Pow./ Oddział	Wiek kulminacji	Rok kulminacji	Przyrost bieżący roczny			Odchylenie standardowe [m]	Współczynnik zmienności [%]
			Min. [m]	Max. [m]	Średni [m]		
1/97 a	30	1977	0,24	0,54	0,36	0,12	32,8
2/87 a	33	1983	0,20	0,50	0,38	0,11	29,5
3/85 f	35	1997	0,28	0,85	0,54	0,25	46,9

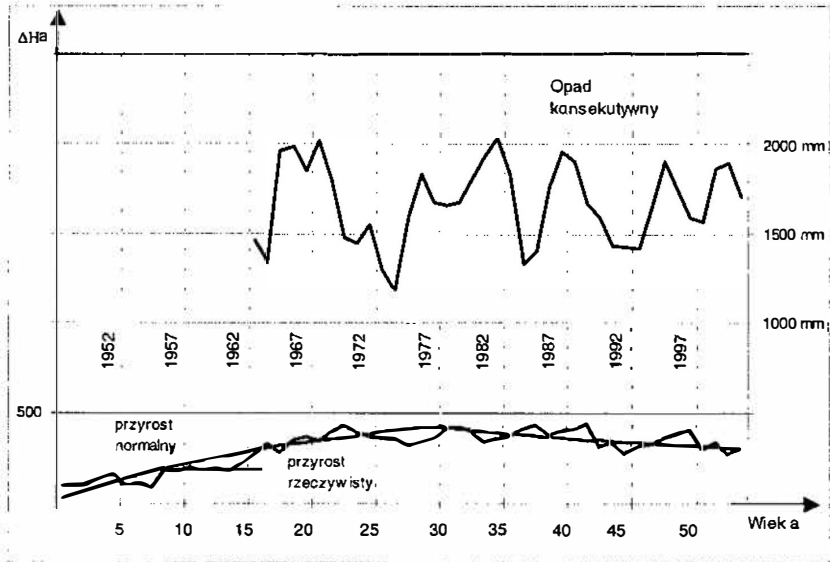
Tab. 2. Charakterystyka statystyczna kulminacji bieżącego rocznego przyrostu wysokości.

Analiza rocznego przyrostu bieżącego w latach kalendarzowych wskazuje na spadek przyrostu we wszystkich drzewostanach, przypadający na lata 1971 – 1978 (Ryc. 1). Znaczny przyrost po tym okresie można zaobserwować jedynie na powierzchni nr 3, gdzie drzewostan wchodzi w fazę kulminacji przyrostu. Na dwóch pozostałych powierzchniach przebieg przyrostu pozostaje właściwie na tym samym poziomie, z niewielką tendencją spadkową, co może świadczyć o tym, że wiek kulminacji mają już za sobą.

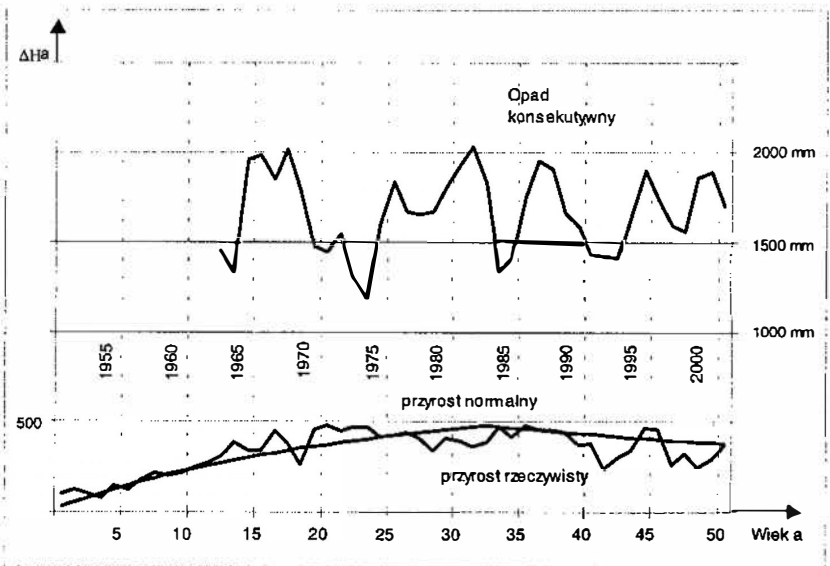


Ryc. 1. Przyrost bieżący roczny wysokości.

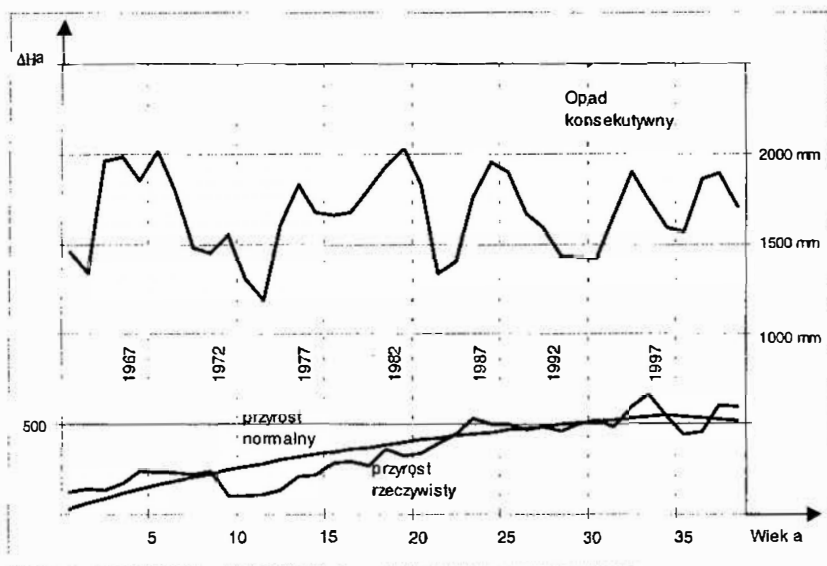
Poddając analizie przyrost wysokości obserwuje się jego silny związek z warunkami meteorologicznymi, zwłaszcza z opadami atmosferycznymi. Najczęściej ze wzrostem opadów zwiększa się przyrost wysokości, a z deficytem opadów jego spadek (Ryc.2, Ryc.3, Ryc. 4).



Ryc. 2. Przyrost bieżący wysokości ΔHa świerka pospolitego. Powierzchnia nr 1, oddział 97a. Opad konsekwentny, Posterunek IMiGW Pasterka.



Ryc. 3. Przyrost bieżący wysokości ΔHa świerka pospolitego. Powierzchnia nr 2, oddział 87a. Opad konsekwentny, Posterunek IMiGW Pasterka.



Ryc. 4. Przyrost bieżący wysokości ΔH_a świerka pospolitego. Powierzchnia nr 3, oddział 85f. Opad konsekwentny, Posterunek IMiGW Pasterka.

Lokalne minima przyrostu wysokości w latach 1974, 1984, 1992 pokrywają się z najniższymi opadami (obliczony opad konsekwentny). Wyraźny zwiększony wzrost wszystkich drzewostanów uwidocznił się w 1995 roku.

Na podstawie danych opadu atmosferycznego w latach 1963 – 2001 oraz rocznych przyrostów wysokości wyznaczono współzależność między bieżącym przyrostem wysokości ΔH_a a opadem obliczonym konsekwentnie (Tabela 3, 4, 5).

W celu wyeliminowania częściowych błędów obserwacji, zastosowano średnie arytmetyczne z okresów pięcioletnich.

Powierzchnia nr 1, oddział 97 a						
Lata	Przyrost ΔH średni z pięcioletni [cm]		Opad konsekwentny dla stacji Pasterka, średnie z pięcioletnia, rzeczywisty	Opad konsekwentny 24 miesiące od zakończenia przyrostu przeciętnie w 30-leciu	Stosunek przyrostu rzeczywistego do normalnego y	Stosunek opadu rzeczywistego do przeciętnego x
	rzeczywisty	normalny				
2001 - 1997	32,68	32,11	1721	1662	1,0177	1,0356
1996 - 1992	33,48	34,25	1627	1662	0,9775	0,9788
1991 - 1987	42	36,70	1708	1662	1,1444	1,0280
1986 - 1982	39,56	38,36	1672	1662	1,0313	1,0060
1981 - 1977	39,08	42,82	1747	1662	0,9128	1,0513
1976 - 1972	27,00	40,53	1496	1662	0,6661	0,9002
średnia =			1662			

Tab. 3. Współzależność między przyrostem wysokości ΔH_a , a opadem konsekwentnym.

Powierzchnia nr 2, oddział 87 a						
Lata	Przyrost ΔH średni z pięcioleci [cm]		Opad konsekwentny dla stacji Pasterka, średnie z pięciolecia, rzeczywisty	Opad konsekwentny 24 miesiące od zakończenia przyrostu przeciętnie w 30-leciu	Stosunek przyrostu rzeczywistego do normalnego y	Stosunek opadu rzeczywistego do przeciętnego x
	rzeczywisty	normalny				
2001 - 1997	29,96	39,80	1721	1662	0,7528	1,0356
1996 - 1992	36,00	41,36	1627	1662	0,8704	0,9788
1991 - 1987	42,00	44,24	1708	1662	0,9495	1,0280
1986 - 1982	42,36	47,24	1672	1662	0,8967	1,0060
1981 - 1977	39,96	45,10	1747	1662	0,8861	1,0513
1976 - 1972	44,80	38,59	1496	1662	1,1609	0,9002
średnia =			1662			

Tab. 4. Współzależność między przyrostem wysokości ΔH_a , a opadem konsekwentnym.

Powierzchnia nr 3, oddział 85 f						
Lata	Przyrost ΔH średni z pięcioleci [cm]		Opad konsekwentny dla stacji Pasterka, średnie z pięciolecia, rzeczywisty	Opad konsekwentny 24 miesiące od zakończenia przyrostu przeciętnie w 30-leciu	Stosunek przyrostu rzeczywistego do normalnego y	Stosunek opadu rzeczywistego do przeciętnego x
	rzeczywisty	normalny				
2001 - 1997	52,72	53,54	1721	1662	0,9847	1,0356
1996 - 1992	55,36	52,56	1627	1662	1,0533	0,9788
1991 - 1987	48,28	47,91	1708	1662	1,0077	1,0280
1986 - 1982	40,84	42,45	1672	1662	0,9620	1,0060
1981 - 1977	28,72	35,94	1747	1662	0,7992	1,0513
1976 - 1972	12,88	28,04	1496	1662	0,4594	0,9002
średnia =			1662			

Tab. 5. Współzależność między przyrostem wysokości ΔH_a , a opadem konsekwentnym.

Na podstawie danych z tabeli 3, 4, 5 obliczono współczynniki korelacji zależności między stosunkiem przyrostu rzeczywistego do normalnego a stosunkiem opadu rzeczywistego do przeciętnego (Tabela 6).

Lata	Powierzchnia nr 1, oddział 97 a	Powierzchnia nr 2, oddział 87 a	Powierzchnia nr 3, oddział 85 f
	Współczynnik korelacji r		
2001-1987	0,84	0,88	0,84
2001-1982	0,88	0,91	0,88
2001-1977	0,90	0,93	0,89
2001-1972	0,90	0,94	0,88

Tab. 6. Współczynniki korelacji zależności między opadem a przyrostem wysokości.

Współczynnik korelacji z okresu 30 lat (1972 – 2001 rok) kształtuje się od 0,88 - 0,94. Jest to wysoki wskaźnik, który dobrze obrazuje wpływ opadów atmosferycznych na przyrost wysokości, nie tylko opadów z tego samego roku co nastąpił przyrost, lecz również z okresów wcześniejszych (z 24 miesięcy poprzedzających zakończenie przyrostu).

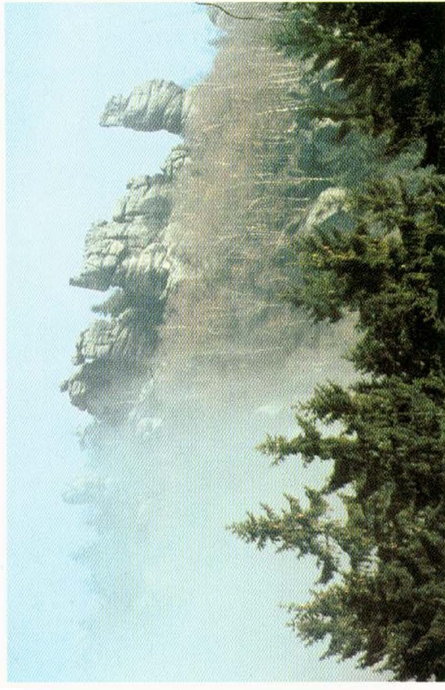
WNIOSKI:

- Wiek kulminacji przyrostu wysokości w badanych drzewostanach przypada na średni wiek drzew w przedziale 30 – 35 lat. Średni przyrost w wieku maksimum wynosi od 0,36 – 0,54 m.
- We wszystkich drzewostanach obserwuje się znaczny spadek przyrostu w latach 1971 – 1978.
- Lata przyrostowe: 1974, 1978, 1992, zależne głównie od czynników meteorologicznych (opady) oznaczono, jako lata znacznego spadku, natomiast rok 1995, jako rok zwiększonego wzrostu.
- Obliczony współczynnik korelacji r zależności między stosunkiem przyrostu rzeczywistego do normalnego a stosunkiem opadu rzeczywistego do przeciętnego wynosi średnio 0,91, potwierdza to w dużej mierze zależność przyrostu wysokości od sumy opadu poprzednich 24 miesięcy od zakończenia przyrostu.

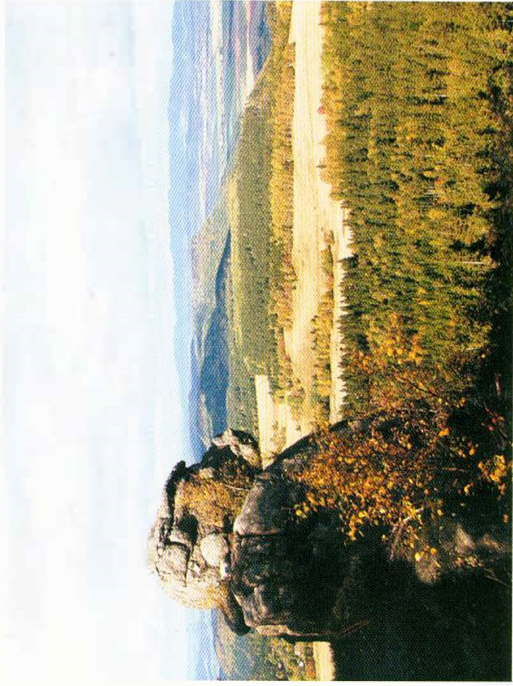
LITERATURA:

- BARZDAJN W., 1994. Dwudziestoletnie doświadczenie proweniencyjne ze świerkiem (*Picea abies* [L.] Karsten) serii IUFRO 1972 w Leśnym Zakładzie Doświadczalnym Siemianice. Cechy wzrostowe. Sylwan nr 11: 25 - 35
- BEKER C., 1998. Przyrost wysokości w drzewostanach sosnowych młodszych klas wieku. Sylwan nr 1: 55 – 66
- BOROWSKI M., 1970. Krytyczna ocena przyrostu przeciętnego do określania przyrostu bieżącego. Sylwan nr 12: 37 - 45
- CZARNOWSKI M. S., 1978. Zarys ekologii roślin lądowych. PWN Warszawa
- DUNIKOWSKI S., Sikora B., Słomka J., 1978. Wpływ czynników meteorologicznych na przyrost drzewostanów sosnowych. Sylwan nr 5: 25 – 33
- NEBE W. 1968. Über Beziehungen zwischen Klima und Wachstum der Fichte (*Picea abies* L.) in ihrem europäischen Verbreitungsgebiet. Arch. Forstw. Nr 17 [za:] Modrzyńskim J., Zarys ekologii świerka [w:] Boratyński M., Bugała W. (red.), 1998, Biologia świerka pospolitego. 303 – 426, Poznań
- NIEMTUR S., LOCH J., CHWISTEK K., CZARNOŃKA P., 1996. Badania biometryczne podrostów świerka, jodły i buka w Gorczańskim Parku Narodowym. Sylwan nr 2: 39 – 47
- SCHMIDT – VOGT H., 1977 (red.). Die Fichte. I. Taxonomie, Verbreitung, Morphologie, Ökologie, Waldgesellschaften. Parey, Hamburg u. Berlin. ss. 647. [za:] Modrzyńskim J., Zarys ekologii świerka [w:] Boratyński M., Bugała W. (red.), 1998, Biologia świerka pospolitego. 303 – 426, Poznań
- SPOREK K., 1983. Wpływ zanieczyszczeń na przyrost wysokości sosny pospolitej. PWN Warszawa – Poznań

- SPOREK K., 2002. Ekologia lasu – wybrane zagrożenia. Rozdz. 16: 187 – 210, Opole
- SPOREK K., 1995. Wpływ czyszczeń późnych na odporność i rozwój młodników świerkowych w warunkach oddziaływania emisji przemysłowych w Sudetach. Prace IBL ser. B nr 25: 341 – 359



Góry Stołowe we mgie (Fot. J. Chatys)



Małpolud. (Fot. H.Härte)



Kowadlo. (Fot. K.Baldy)

SKUTKI DŁUGOTRWĄLEGO ODDZIAŁYWANIA KWAŚNYCH IMISJI PRZEMYSŁOWYCH NA EKOSYSTEMY LEŚNE SUDETÓW

EFFECTS OF LONG-TERM IMPACT OF ACID INDUSTRIAL EMISSIONS ON FOREST ECOSYSTEMS OF SUDETY MOUNTAINS

IWONA BEMBNOWICZ*, PIOTR JADCZYK**

**ul. Kamienna 55/3 59-300 Lubin*

***Institut Inżynierii Ochrony Środowiska, Politechnika Wrocławska,
ul. Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, piotr.jadczyk@pwr.wroc.pl*

Streszczenie: Przyczyn zniszczenia sudeckich lasów jest wiele. Czynniki antropogenne spowodowały osłabienie odporności drzew na działanie naturalnych czynników ograniczających. Osłabione imisjami przemysłowymi drzewostany świerkowe o niewłaściwym dla gór genotypie zostały unicestwione przez gradację szkodników pierwotnych i wtórnych w latach 70. i 80. XX w. W początkowej fazie leśnych działań ratunkowych popełniano szereg błędów, uprawy były też niszczone przez szkodniki owadzie oraz gryzonie i zwierzęcą płową. Obumarcie drzewostanów spowodowało głębokie przekształcenia całych ekosystemów leśnych. Ograniczenie emisji przemysłowych stwarza szansę przetrwania ocalałych drzewostanów oraz prawidłowego rozwoju upraw leśnych. Odbudowa zniszczonych ekosystemów leśnych potrwa jednak kilka dziesięcioleci.

Abstract. There are a lot of causes of forest destruction on the Sudety area. Anthropogenic factors caused the weakness of tree resistance to the acting of natural limiting factors. Weakened by industrial emissions the spruce-stands harbouring improper genotype for mountain environment were destroyed by primary and secondary pest gradation in 70. and 80. years of XX century. At the initial stage of forest saving action many errors were committed. Forest crops were also destroyed by insect pests, rodents and deer. Die-back of forest stands caused the serious transformations of whole forest ecosystems. Reduction of industrial emission creates chance for survival of remaining forest and for proper development of forest crops. Reconstruction of destroyed forest ecosystems will last for tens of years yet.

WSTĘP

Zamieranie sudeckich lasów w 70. i 80. XX w. było wynikiem kompleksowego działania wielu czynników. Czynniki antropogenne, takie jak eksploatacja gospodarstwa lasów, zanieczyszczenia powietrza, globalne zmiany klimatu obniżają odporność drzew na działanie czynników naturalnych, takich jak susze, mrozy, wiatr i śnieg, szkodniki owadzie oraz choroby grzybowe (Juda-Rezler 2000).

Literatura na temat przyczyn zamierania lasów Czarne Trójkąta jest obszerna. Postęp badań nad przyczynami katastrofy ekologicznej w Sudetach oraz ich skutkami, dynamika procesu i jego długotrwałość oraz ograniczeni zanieczyszczenia atmosfery przemawiają za ponowieniem wcześniejszej analizy (Jadczyk 1994, 1995a, 1995b)

ZARYS HISTORII GOSPODARKI LEŚNEJ W SUDETACH

Naturalne lasy, pokrywające niemal całe Sudety od ustąpienia lodowca, przetrwały nienaruszone zaledwie do pierwszych wieków minionego tysiąclecia. Od XIII w. w miarę

osiedlania się ludności ulegały one przekształceniom. Wzrost antropopresji nastąpił w XIV i XV w., w związku z intensyfikacją osadnictwa oraz rozwojem górnictwa i hutnictwa (Perina i Samek 1958). Od XVI w. dewastacja lasów przybierała na sile. Oprócz wykorzystywania lasów na potrzeby rozwijającego się przemysłu, miały miejsca wylesienia pod użytkowanie rolnicze, głównie pastwiska (Zientarski i wsp. 1994). Działanie takie trwało do XVIII w., to jest początków gospodarki leśnej. Zaniechano wówczas odnowień naturalnych, a na zrębach zupełnych wprowadzono masowe odnowienia sztuczne, głównie świerkiem, co w miarę upływu czasu spowodowało, że w miejsce drzewostanów mieszanych pojawiły się monokultury świerkowe (Wilczkiewicz 1956). Jeszcze przed 200 laty w Sudetach dominowały drzewostany mieszane zwłaszcza w reglu dolnym (jodła pospolita, buk zwyczajny, klon jawor, jesion wyniosły, wiąz górski, brzoza i jarzab pospolity) i jednogatunkowe złożone ze świerka pospolitego w reglu górnym (Gorzelać 1995). Rabunkowa eksploatacja lasów górskich Dolnego Śląska została powstrzymana ustawą z 1750 r. (Zoll 1958). Świerk już wtedy był gatunkiem panującym, tworząc zarówno lite drzewostany jak i występując w drzewostanach mieszanych (Zientarski i wsp. 1994).

Prowadzenie gospodarki leśnej opartej głównie o zręby zupełne przyspieszyło zastępowanie innych gatunków świerkiem (Wilczkiewicz 1956). Ponieważ zbiór nasion miejscowych nie pokrywał zapotrzebowania, sprowadzano je za pośrednictwem firm handlujących nasionami pochodzącymi z odległych części Europy. Lokalne - górskie rasy świerka były zastępowane przez nieodpowiednie rasy obce (Perina i Samek 1958).

Dopiero w 1914 r. zapoczątkowano próby urozmaicenia składu gatunkowego drzewostanów. Świerk miał zostać nadal głównym gatunkiem produkcyjnym, jednak z wyłączeniem ras obcych. Np. w nadleśnictwach Stronie Śląskie i Strachocin w okresie 120 lat (1834–1954) udział drzewostanów świerkowych wzrósł 30% do 96%. Podobnie przebiegało zaświerczanie pozostałych lasów sudeckich (Zool 1963).

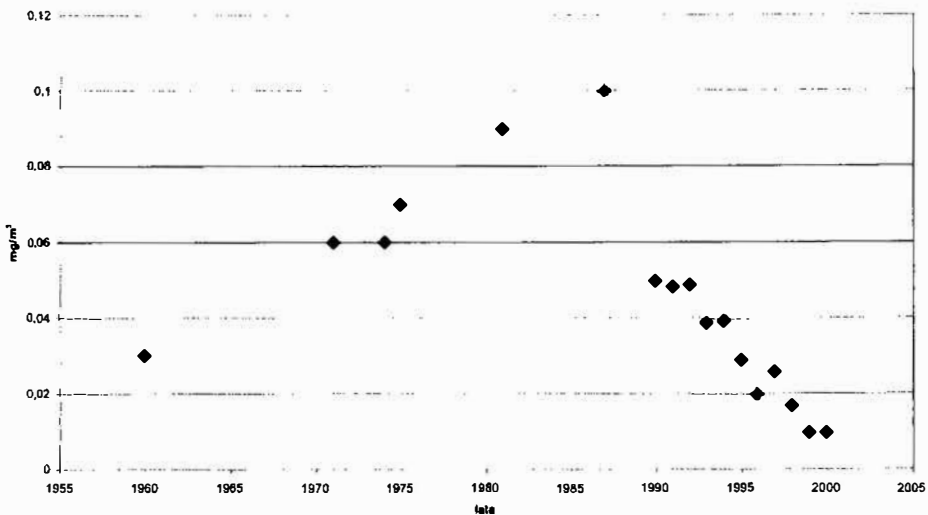
Sposób gospodarowania w sudeckich lasach po II wojnie światowej zdeterminowany był przez skutki działań wcześniejszych. Leśnicy koncentrowali się na poprawie stanu sanitarnego i zdrowotnego, usuwaniu śniego- i wiatrołomów oraz zwalczaniu grzybów pasożytniczych i szkodników wtórnych. Następową powolną redukcją udziału świerka w drzewostanach (Perina i Samek 1958).

ZANIECZYSZCZENIE ŚRODOWISKA

Źródła zanieczyszczeń. Na zachód od Karkonoszy i Gór Izerskich pracowały elektrownie opalane wysoko zsiarczonym węglem brunatnym (ryc. 1): Turów, Friedensgrenze (Granica Pokoju), Völkerfreundschaft (Przyjaźń Narodów) i Hagenswerder. Spalały one razem w ciągu roku ponad 40 mln ton węgla. W ciągu godziny emitowały do atmosfery ponad 40 Mg dwutlenku siarki, prawie 6 Mg tlenków azotu i 38 Mg pyłów (Zygmunt i wsp. 1985). W Sudety Zachodnie docierały także zanieczyszczenia powstające na terenie: "Złotego Trójkąta" Lipsk–Chemnitz–Drezno (ok. 150 km na zachód od Gór Izerskich), północnej części byłej NRD, zagłębia energetycznego koło Mostu (ok. 100 km na południowy-zachód od Gór Izerskich), elektrowni w Kotlinie Czeskiej, Zagłębia Głogowsko–Legnickiego. Lokalne znaczenie miały zanieczyszczenia hut szkła w Szklarskiej Porębie, Piechowicach i Sobieszowie emitujących fluorowodór i tlenki azotu, w Jeleniej Górze oraz zakłady w Trutnowie, Harrachovie, Libercu i Jabloncu. Nie ma bezpośrednich



Ryc. 1. Lokalizacja źródeł emisji przemysłowych szkodliwych dla sudeckich lasów (Jadczyk 1994)



Ryc. 2. Średnie roczne stężenia SO₂ w powietrzu w Sudetach (Jadczyk – w druku; wg Galiński i Witowski 1995 – zmienione i uzupełnione). Ze względu na niewielką liczbę danych na jednym wykresie zestawiono wyniki pomiarów stężenia SO₂ w atmosferze po polskiej i czeskiej stronie granicy (dane z lat 1960-1987; Latocha 1985 – za Galiński i Witowski 1995, Sima 1989 – za Galiński i Witowski 1985; dane od roku 1989 (Czerniawa): Komunikat o stanie środowiska w Górach Izerskich w ostatnim dziesięcioleciu (<http://www.wroclaw.pios.gov.pl/strona.php/id/delegatury> z dnia 24.06.2004)

dowodów oddziaływania na Sudety zanieczyszczeń emitowanych przez Górnośląski Okręg Przemysłowy (Borys i Niewęgowska 1987, Mazurski 1987, Szyngiel 1987, Wadecki 1984, Zwoździak 1990; Zygmunt i wsp. 1985).

Region sudecki przyjmował od końca lat 60-tych do końca lat 80-tych potężne dawki dwutlenku siarki. W roku 1974 depozyt związków siarki i azotu w regionie Sudetów był oceniany jako najwyższy w Europie (Swedish Ministry of Agriculture 1982). Pomiar

stężeń zanieczyszczeń atmosfery wykonywano wówczas tylko okazjonalnie. Systematyczny monitoring zanieczyszczeń powietrza rozpoczął się dopiero od roku 1989, a dane dotyczące skażeń w latach 70. i 80. są fragmentaryczne i rozproszone (ryc. 2).

Na rozkład stężeń zanieczyszczeń na terenach górskich, takich jak Sudety wpływają m.in. nagrzanie i ochłodzenie zboczy górskich oraz odkształcenia prądów powietrznych przepływających nad grzbiętami górskimi. W Sudety napływają głównie masy powietrza z kierunków południowo-zachodnich i zachodnich. Przy napływie mas powietrza z tych kierunków transportowane były zanieczyszczenia z terenów o dużej koncentracji przemysłu (Zwoździak 1992). Większość tlenków siarki i azotu pochodziło tu spoza Polski (60% z Niemiec, 32% z Czech). W Kotlinie Jeleniogórskiej koncentrację zanieczyszczeń zwiększała stagnacja mas powietrza w czasie inwersji pogodowej.

Od początku lat 90-tych następuje istotne ograniczenie emisji zanieczyszczeń powstających podczas energetycznego spalania paliw stałych zwłaszcza węgla brunatnego. Np. Elektrownia "Turów" zredukowała emisję pyłów w latach 1994-1996 o 32,5 tys. Mg/rok oraz dwutlenku siarki o 90,3 tys. Mg/rok. Znaczące zmniejszenie emisji zanieczyszczeń uzyskano w wyniku m.in. wymiany elektrofiltrów (na wysokosprawne), budowy instalacji odsiarczania spalin w trzech blokach energetycznych oraz wyłączenia dwóch bloków energetycznych przeznaczonych do modernizacji. Redukcja emisji zanieczyszczeń miała także miejsce w przedsiębiorstwach niemieckich i czeskich, a szczególnie w energetyce niemieckiej. W roku 1992 zlikwidowano elektrownię w Hirschfelde, w roku 1996 elektrownię w Schwarze Pumpe w roku 1998 elektrownię w Trattendorf (NIK 1998).

Na zmniejszenie emisji zanieczyszczeń wpłynęły także:

- inwestycje w innych zakładach przemysłowych,
- udostępnienie gazu dla gospodarstw domowych na skutek rozbudowy sieci gazowniczej,
- zastąpienie paliw kopalnych gazowymi albo płynnymi w kotłowniach lokalnych,
- ograniczenie wydobycia węgla i jego spalania przez przemysł Zagłębia Wałbrzyskiego.

Na terenie byłego województwa jeleniogórskiego emisja pyłów do atmosfery przez 53 największe zakłady zmniejszyła się z 56,7 tys. Mg w 1994 roku do 23,5 tys. Mg w 1996 roku (58,5%). Emisja zanieczyszczeń gazowych – bez dwutlenku węgla – z 236,9 tys. Mg do 137,6 tys. Mg, w tym dwutlenku siarki z 203,8 tys. Mg do 112,7 tys. Mg (NIK 1998)

Przemiany dwutlenku siarki w atmosferze. Dwutlenek siarki ulega w atmosferze przemianom do kwasu siarkowego. Może się to odbywać w fazie gazowej (utlenianie przebiega w fazie gazowej, a następnie produkty tej reakcji wnikają do fazy ciekłej) i ciekłej (substraty wnikają do fazy ciekłej i tam przebiega utlenianie). W warunkach atmosferycznych przemiany te zachodzą bardzo powoli dopóki nie pojawi się katalizator. W fazie ciekłej istotne znaczenie mają procesy z udziałem H_2O_2 (najbardziej efektywna), z udziałem O_3 , oraz z udziałem Mn^{2+} , Fe^{3+} i C. 80% dwutlenku siarki występującego w atmosferze ulega utlenieniu w fazie ciekłej tej atmosfery (Zwoździak 1995). Podobnym przemianom do kwasów ulegają tlenki azotu. Procesy te prowadzą do powstania kwaśnych aerozoli, które wraz z opadami i osadami atmosferycznymi spadają się na powierzchnię ziemi.

Napływające w Sudety masy powietrza były unoszone w górę, a ich parametry ulegały zmianom. Zintensyfikowane w obszarze przedgórze mieszanie powietrza, powodowane wirami turbulencyjnymi, pociągało za sobą wzrost wilgotności u góry warstwy, a spadek u jej dołu. Prowadzić to mogło do intensywnych przemian chemicznych zanieczyszczeń (Zwoździak 1993).

W wyższych partiach gór istotny jest również proces przechwytywania zanieczyszczeń przez naturalne przeszkody terenowe na skutek zderzenia się z nimi kropel chmur (Lovett i wsp. 1982, Miller i wsp. 1993, Sienkiewicz 1991). W partiach szczytowych gór, od strony nawietrznej występuje nakładanie się zanieczyszczeń pochodzących z właściwego opadu i z opadu chmur orograficznych. Efekt ten powstaje przy wystąpieniu dużych różnic w wysokości terenu i polega na wymywaniu przez krople deszczu zanieczyszczeń z chmur orograficznych, przez co w opadzie docierającym do podłoża znajdują się zarówno zanieczyszczenia wymywane przez krople deszczu z atmosfery, jak i przechwycone z chmur orograficznych. Występowanie tego zjawiska stwierdzono w Karkonoszach (Juda–Rezler 2000). Zanieczyszczenie opadu atmosferycznego w wyższych partiach gór, po ich stronie nawietrznej, może być kilkakrotnie wyższe niż w niższych partiach (Dore i wsp. 1992). M. in. dlatego niszczenie sudeckich lasów rozpoczęło się od Gór Izerskich i postępowało na wschód (Zwoździak i wsp. 1995).

Sucha i mokra depozycja. Związki siarki emitowane do atmosfery oraz produkty ich przemian w atmosferze są z niej usuwane w drodze depozycji suchej (osiadanie zanieczyszczeń bez absorbowania przez nie wilgoci) i mokrej (wymywanie zanieczyszczeń) zwane kwaśnymi deszczami. Wielkość depozycji zależy nie tylko od stężenia zanieczyszczenia w atmosferze. Depozycja sucha zależy także od transportu turbulencyjnego przez atmosferę do receptora i od charakterystyki receptora. Transport ten jest większy przy dużej prędkości wiatru i znacznej szorstkości podłoża, jest on także zależny od intensywności nasłonecznienia. Lasy charakteryzują się dużym aerodynamicznym współczynnikiem szorstkości terenu i dużą powierzchnią recepcyjną dlatego przyjmują w drodze ekspozycji suchej znaczne ilości zanieczyszczeń. Lasy górskie przejmują jeszcze więcej zanieczyszczeń z powodu częstego występowania silnych wiatrów. Mokra depozycja (poprzez opady atmosferyczne: deszcz i śnieg) jest dominującą drogą usuwania zanieczyszczeń z atmosfery, zwłaszcza pochodzących z odległych źródeł emisji. W górach jest ona znaczna ze względu na większe niż na nizinach ilości opadów atmosferycznych. Także stężenia zanieczyszczeń we mgłę i kropelkach chmurowych są znacznie wyższe niż w opadzie atmosferycznym, a ich pobór przez korony drzew jest bardzo efektywny. Ma to ma szczególnie wpływ na zdrowotność drzewostanów górskich (Greszta 1996, Juda–Rezler 2000).

Zakwaszenie gleb. Gleby Sudetów są w większości naturalnie kwaśne (pH do 5). Powstały one na ogół na kwaśnym – granitowym podłożu skalnym. Odczyn kwaśny mają też rozkładające się w glebie szczątki roślinne. Także świerczyny zakwaszają podłoże na którym rosną. Zwiększają one ładunek jonów wodorowych wody deszczowej przepływającej przez ich korony. Przypuszczalnie, na powierzchni ich igieł zachodzi też utlenianie kwasu siarkawego do siarkowego (Skiba 1995, Skiba i Drewnik 1992, Dziadowiec 1990, Lewandowski 2003).

Związki siarki wnikając do gleby powodują powstawanie kwasów, które w procesie dysocjacji uwalniają wodór (H^+) wypierający kationy K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} z kompleksu sorpcyjnego. Prowadzi to do zakwaszenia gleby i jej ubożenia w przyswajalne dla roślin składniki odżywcze (głównie P_2O_3). W zakwaszonych glebach następuje natomiast nadmierne uruchomienie (przejście w formy rozpuszczalne) glinu (także z podłoża granitowego), żelaza, manganu, które mogą być pobierane przez rośliny w znacznych ilościach, blokując drogi wejścia innym kationom (Walenzik 1993). W normalnych warunkach procesy zakwaszania są neutralizowane dopływem kationów z prawidłowo rozkładającej się opadłej biomasy jak i hamowane zdolnościami buforowymi gleby (Walenzik 1993, Lewandowski 2003).

Zakwaszenie gleby prowadzi do zniszczenia włośników, ograniczenia wzrostu korzeni, a w rezultacie ich karlenia. Giną także grzyby żyjące w symbiozie z korzeniami drzew. Odbija się to bezpośrednio na ilość wody z substancjami pobieranymi przez roślinę (Jadczyk 1995). Silne uszkodzenia drzewostanów i wylesienia części stoków wzmagają mineralizację próchnic leśnych, ograniczają zdolności retencyjne gleby a w następstwie przyspieszają erozję. Najbardziej narażona na erozję jest gleba w pierwszym okresie po usunięciu drzewostanów (Skiba 1995).

Niektórzy, za główną przyczynę zamierania lasów uważają nadmierną imisję nie związków siarki lecz azotu, która niszcząc mikoryzy na korzeniach drzew prowadzi do niedoboru wody i składników mineralnych oraz do uszkodzeń korzeni (Walenzik 1993).

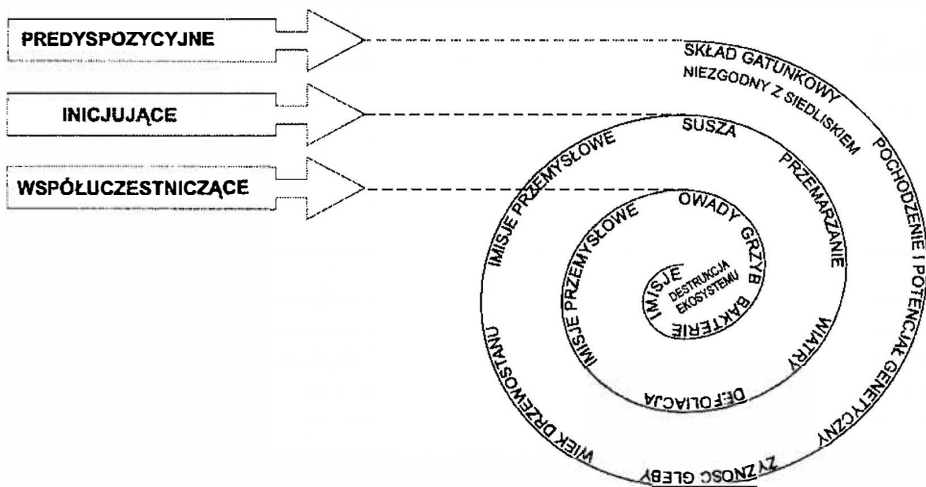
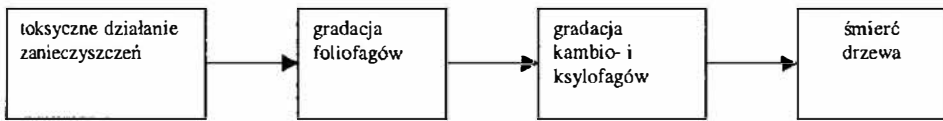
CHOROBA PRZEMYSŁOWA DRZEWOSTANÓW

Wielkopowierzchniowe zamieranie lasu w Sudetach rozpoczęło się w latach 1979–1980. Sygnalizowane wcześniej wzmożone wydzielanie posuszu wynikające ze złego stanu zdrowotnego lasu przekształciło się w zamieranie całych drzewostanów. Proces ten rozpoczął się w drzewostanach w wyższych położeniach Sudetów Zachodnich i rozszerzał się obejmując w miarę upływu lat lasy w niższych położeniach oraz tereny położone coraz bardziej na wschód. Łącznie powierzchnia wylesień w Sudetach po stronie polskiej w latach 1980–1991 wynosiła około 15 tys. ha. W Sudetach Zachodnich objęła ona niemal wszystkie a w pozostałych partiach znaczną część drzewostanów leżących powyżej 800 m n.p.m., a w niektórych odsłoniętych partiach nawet od 650 m n.p.m. (Zientarski i wsp. 1994). Zamieranie drzewostanów dotknęło przede wszystkim lasy Gór Izerskich i Karkonoszy, w kilka lat później zjawisko to było widoczne także w Masywie Śnieżnika, szkody były tam jednak mniejsze.

Mechanizm toksycznego oddziaływania imisji przemysłowych na lasy zależy od składu chemicznego i stężenie emitowanych zanieczyszczeń, czasu działania, typu gleby, struktury zbiorowisk roślinnych, wieku drzewostanu oraz wpływu czynników środowiska: temperatury, wilgotności, nasłonecznienia. Współdziałanie różnych zanieczyszczeń może odbywać się w sposób addytywny, antagonistyczny, synergiczny (Juda–Rezler 2000).

Dwutlenek siarki oraz tlenki azotu są prekursorami złożonego i długotrwałego procesu zwanego chorobą przemysłową drzewostanów. Kwaśne zanieczyszczenia zaburzają transpirację, fotosyntezę, oddychanie, metabolizm wolnych aminokwasów powodując spadek zawartości białka, przemiany monosacharydów w polisacharydy

powodując spadek zawartości skrobi i wzrost zawartości cukrów niskocząsteczkowych, zwiększają przepuszczalność błon plazmatycznych powodując utratę cukrów białek i związków mineralnych (Jadczyk 1995a). Objawami choroby przemysłowej drzewostanów są przerzedzanie koron, opadanie igieł starszych roczników u drzew iglastych, przebarwienie się koron, zamieranie ich wierzchołków, plamistość liści i szpilek oraz przedwczesny opad liści. (Koehler 1985). Drzewa iglaste wykazują, na ogół, większą wrażliwość na działanie zanieczyszczeń powietrza niż liściaste. Jest to spowodowane tym, że drzewa iglaste są zimozielone, pozostają zatem pod wpływem zanieczyszczeń powietrza przez cały rok, a zwłaszcza zimą, kiedy stężenia zanieczyszczeń atmosfery są wyższe (Juda–Rezler 2000).



Ryc. 3. Model “choroby łańcuchowej” (oryginalny) i “choroby spiralnej” (wg Manion 1981)

Zamieranie lasów początkowo wyjaśniano za pomocą modelu “choroby łańcuchowej” (ryc. 3). W pierwszej fazie gazy przemysłowe, głównie SO₂, przenikają przez szparki i wnikają do komórek miękiszu. Pyły tworzą na powierzchni liści izolującą warstewkę utrudniającą oddychanie, transpirację, a także ograniczającą fotosyntezę. W drugiej fazie choroby, w skutek osłabienia drzew, zmniejszona jest produkcja substancji obronnych (np. żywicy), co z kolei sprzyja uleganiu patogenom grzybowym i owadom. Zespoły szkodników atakują najpierw korony drzew, następnie pojawiają się szkodniki atakujące coraz niższe partie pnia. Trzecią fazą choroby jest gradacja kambio-i ksylofagów, czyli szkodników wtórnych. Czwarta faza choroby następuje już po przerzedzeniu drzewostanu. Obejmuje ona zachwaszczenie runa, a także zabagnienie terenu (Koehler 1985).

Obecnie przeważa pogląd, że proces zamierania lasu lepiej opisuje model "choroby spiralnej" (ryc. 3). Istotą choroby spiralnej jest jedność miejsca i czasu oddziaływania trzech grup czynników szkodliwych, niezmiennie biorących udział w zamieraniu lasu: predyspozycyjnych, inicjujących i współuczestniczących. W modelu choroby spiralnej ujawnia się szczególna rola emisji przemysłowych. Czynnikiem ten ma bowiem charakter predyspozycyjny, inicjujący i bezpośrednio współuczestniczący w zamieraniu lasu. Napędzające się samoistnie zjawisko doprowadza nie tylko do śmierci drzewa czy drzewostanu, lecz do rozpadu ekosystemu i likwidacji lasu jako formacji roślinnej. Chorują nie tylko drzewa. Patologiczne zmiany zachowań i funkcji dotyczą organizmów na wszystkich poziomach troficznych i w różnych poziomach organizacji. Zaburzana jest gospodarka energią i materią. Powyższy mechanizm wydaje się istotą zjawisk doprowadzających do deforestacji w Sudetach (Manion 1981, Zientarski i wsp. 1994).

GRADACJE SZKODNIKÓW

Oslabione działaniem emisji przemysłowych drzewa były szczególnie podatne na działanie patogenów grzybowych oraz żer szkodników owadzi.

Szkodniki pierwotne. W latach 70. i 80. w polskich górach kilkakrotnie miały miejsce gradacje zasnuj (*Cephalcia*), zwłaszcza świerkowej (*C. abietis*) i wysokogórskiej (*C. falleni*). Silnie uszkodzone zostały drzewostany świerkowe w Sudetach Zachodnich i Wschodnich, szczególnie na wysokości 900–1200 m n.p.m. Charakteryzowała je niska różnorodność biologiczna. Natomiast w drzewostanach o bardziej urozmaiconym składzie gatunkowym (z udziałem jodły i buka oraz bogatszym runem) uszkodzenia (Capecki 1993).

W latach 1977–1983 w drzewostanach świerkowych Sudetów Zachodnich i Środkowych doszło do masowego wystąpienia wskaźnicy modrzewianeczki (*Zeiraphera griseana*). Gradacja po polskiej stronie objęła maksymalnie 32 tys. ha (w 1981 r.). W roku 1934 lokalne gołozery zanotowano po czeskiej stronie Karkonoszy. Jednak gradacja w latach 1977–1983 wywołała nieodwracalne skutki. W Sudetach najsilniej uszkodzone były świerczyny Gór Izerskich i zachodniej części Karkonoszy, gdzie owady te wystąpiły najwcześniej, a żery były najbardziej intensywne. Podobne zjawisko wystąpiło w Beskidzie Żywieckim. Gradacja wskaźnicy miała miejsce w dwu izolowanych od siebie rejonach gór. Wspólną cechą zaatakowanych drzewostanów było ich położenie na znacznych wysokościach i na zachodnich krańcach masywów górskich (Grodzki 1993). Bezpośrednim skutkiem żerów było znaczne osłabienie drzewostanów, stwarzające dogodne warunki rozwoju dla owadów kambio- i ksylofagicznych. Jeszcze w okresie wygasania gradacji wskaźnicy modrzewianeczki rozpoczęło się masowe występowanie szkodników wtórnych (Grodzki 1995a).

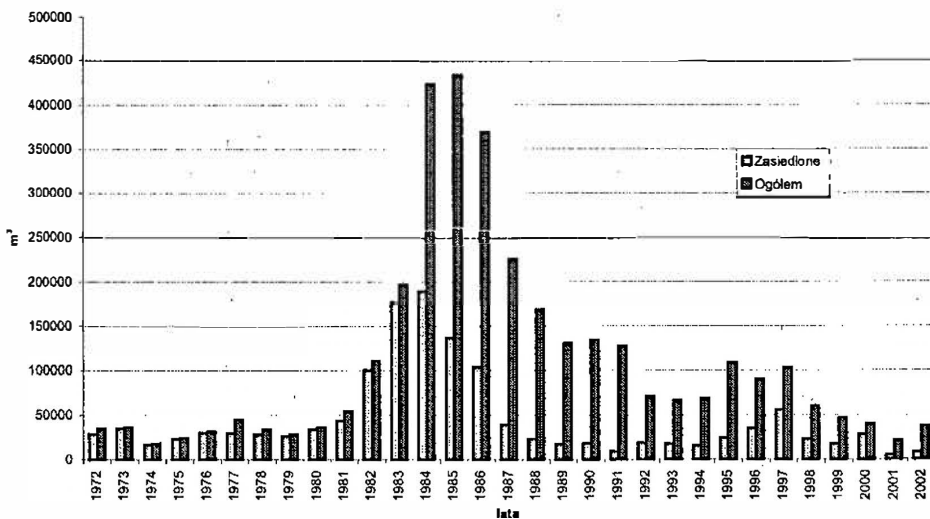
Szkodniki wtórne. Gradacja szkodników wtórnych w Sudetach Zachodnich: kornika drukarza (*Ips typographus*), kornika drukarzyka (*Ips amitinus*) i rytownika pospolitego (*Pityogenes chalcographus*) miała miejsce w latach 1981–1986 i przyczyniła się do całkowitego zniszczenia lasów na dużej powierzchni. Spowodowana była pogłębiającymi się przez długie lata zniekształceniami środowiska leśnego:

- nasadzeniami świerków o niewłaściwym genotypie nie zawsze zgodnie z warunkami siedliska
- brakiem pielęgnacji, zaniedbania gospodarcze okresu wojny, nie usunięciem

wiatrołomów z 1942 roku

- powtarzającymi się wielkimi szkodami z powodu wiatru i okiści
- ciągnącym się latami brakiem dostatecznej liczby robotników i sprzętu transportowego
- osłabieniem lasów w następstwie żerów wskaźnicy modrzewianeczki w latach 1977–1983
- suszą w latach 1981 i 1982
- rosnącymi wpływami zanieczyszczeń przemysłowych
- spadkiem odporności drzewostanów na skutek uszkodzenia aparatu asymilacyjnego (Capecki 1993, 1969, Wilczkiewicz 1956, Grodzki 1995b, Skiba 1995, Skiba i Drewnik 1992, Dziadowie 1990)

Centra gradacji szkodników wtórnych pokrywały się często z wcześniejszymi centrami gradacyjnymi owadów foliofagicznych. Istotnym czynnikiem wpływającym na frekwencje owadów kambiofagicznych są ich naturalni wrogowie, których zespoły wykazują znaczne zubożenie i zmniejszona efektywność w ekosystemach leśnych o obniżonej różnorodności (Grodzki 1997). Duża część drzewostanów objęta gradacją szkodników wtórnych podlegała ochronie ściślej, co wykluczało albo opóźniało zwalczanie owadów. Łączne działanie imisji przemysłowych oraz szkodników pierwotnych i wtórnych oraz szeregu innych czynników spowodowało masowe wydzielanie się posuszu (ryc. 4).



Ryc. 4. Pozyskanie posuszu w nadleśnictwach: Świeradów, Szklarska Poręba, Śnieżka, Kamienna Góra (dane RDLP we Wrocławiu)

ODNAWIANIE LASÓW

Przebieg nasadzeń i trudności z tym związane. Intensywna przebudowa drzewostanów świerkowych w Sudetach rozpoczęła się w latach 80., głównie na obszarze nadleśnictw Szklarska Poręba, Świeradów, Śnieżka i Kamienna Góra. Jednocześnie prowadzono przebudowę składu gatunkowego drzewostanów (Niemtur 1997). Było to trudne ze względu na zmieniające się wraz z wysokością warunki środowiska

(Ceitel i wsp. 1995). Najtrudniejsze było odtwarzanie lasu w reglu górnym, zwłaszcza w strefie górnej granicy lasu (Szymański i wsp. 1994). W reglu górnym wprowadzono: świerk pospolity, modrzew europejski, limbę, kosodrzewinę, brzozę omszoną oraz jarzęb pospolity. W reglu dolnym sadzono także: jawor, buka zwyczajnego, brzozę brodawkowatą i omszoną, olszę szarą i czarną, osikę, jesioną wyniosłego, jodłę pospolitą, dęb szypułkowy oraz sosnę zwyczajną.

W pierwszej kolejności odnawiano bieżące powierzchnie po usuniętych martwych drzewach oraz pod drzewostanami, których stopień uszkodzenia był tak wysoki, że nie było szans na ich ponowne zwanie. Następnie odnawiano powierzchnie zaległe słabo zachwaszczone oraz w niższych położeniach. W dalszej kolejności wykonywano odnawianie starych silnie zachwaszczonych halizn (Szymański i wsp. 1994). Na powierzchniach całkowicie pozbawionych lasu wykorzystywano naturalną sukcesję jarzębu pospolitego. Pokrycie terenu przez ten gatunek stwarzało warunki późniejszego wprowadzenia świerka, buka, jawora (Ceitel i wsp. 1995). W reglu dolnym przy całkowitym rozpadzie monokultur świerkowych konieczne było zastosowanie przedplonu z brzozy, sosny, olszy lub modrzewia. Po kilku latach zaczęto także wykorzystywać naturalną sukcesję brzozy i jarzębu oraz istniejące krzewy (bez koralowy, iwa). Przebudowa drzewostanów dolnoreglowych zmierzała do przywrócenia naturalnych składów gatunkowych oraz zróżnicowania struktury wiekowej i budowy pionowej (Zientarski 1990, Szymański i wsp. 1991, 1994, Fabijanowski 1986, Ceitel i wsp. 1995). Zwiększanie różnorodności gatunkowej pozwalało też na rozproszenie ryzyka na wypadek dalszego zanieczyszczenia atmosfery (Szymański i wsp. 1994).

Zniszczone lasy odnawiano przede wszystkim sztucznie. Odnowienia naturalne zaczęły się pojawiać po roku 1990. Ogółem powierzchnia odnowień w nadleśnictwach Świeradów, Szklarska Poręba, Śnieżka i Kamienna Góra wyniosła w sumie 6993 ha, a więc 73% odnowień dokonanych we wszystkich wyżej wymienionych nadleśnictwach.

W ratunkowej działalności leśników popełniano błędy, które wynikały z ograniczonych możliwości finansowych Lasów Państwowych oraz braku doświadczenia w przeciwdziałaniu degradacji lasów na taką skalę (Zajączkowski 1990). Brak owocowania drzew na terenach objętych klęską i dążenie do szybkiego ich zalesienia spowodowało powtórzenie błędów sprzed dwóch wieków. Wprowadzono niewłaściwy ekotyp świerka i innych gatunków (nasiona zbierano na innych terenach podgórskich, a nawet na nizinnych). Powierzchnia szkółek na obszarach pokłeskowych była zbyt mała w stosunku do ogromnych potrzeb. Spowodowało to nasadzenie sadzonek o niewłaściwym genotypie, które pierwszy okres życia spędzały w łagodniejszych warunkach klimatycznych. Transport sadzonek w nieodpowiednich warunkach powodował przesuszenie korzeni i niszczenie włośników. Kolejnym błędem było wprowadzenie zbyt dużego udziału buka i innych gatunków liściastych do odnowień w reglu górnym i wyższych pasmach regla dolnego. Sadzonki te ginęły niemal w 100% w kilka miesięcy po wysadzeniu na skutek surowych warunków klimatycznych (Kasprzak 1990, Zajączkowski 1990, Jadczyk 1995b). Zbyt późno zaczęto też wykorzystywać naturalną sukcesję.

SZKODNIKI I CHOROBY UPRAW LEŚNYCH

Szkodniki owadzie. W odnowionych drzewostanach pojawiały się szkodniki upraw. Dla sadzonek drzew iglastych groźne okazały się kluk czarny (*Otiorrhunchus niger*),

zakorek świerkowiec (*Hylastes cunicularius*), szeliniaki (*Hylobius* sp.). W młodnikach dużą rolę odegrały zasnuje: świerkowa (*Cephalia abietis*), zasnuja (*Cephalia falleni*) i północna (*Cephalia arvensis*) oraz zawodnica świerkowa (*Pristiphora abietina*). Na świerkach i sosnach liczne też były wążlik sosnowy (*Luperus pinicola*) i zmrózka sosnowka (*Cryptocephalus pini*). Szkodniki owadzie zaatakowały także sadzonki i samosiewki drzew liściastych. Dla brzozy bardzo groźny okazał się masowy pojaw szarynki iwówki (*Lochmaea capreae*). Wraz z nią wystąpiły: naliściaki (*Phyllobius* sp.) oraz na buku – skoczonos bukowy (*Rhynchaenus fagi*), na olszy hurmak olchowy (*Agelastica alni*) i w Grzbiecie Kamienickim – krytoryjek olchowy (*Cryptorhynchus lapathi*) powodujący zamieranie młodych drzewek (IBL 1991, Konca i wsp. 1994).

Choroby grzybowe. Skażenie chemiczne gleb sudeckich spowodowało zmiany składu gatunkowego i aktywności biologicznej saprofitycznych grzybów glebowych i grzybów mikoryzowych oraz gatunków działających antagonistycznie na patogeny grzybowe, np. *Trichoderma*. Zwiększało to predyspozycję chorobową drzew, otwierało drogi infekcji, wpływało na wzrost liczebności patogenów grzybowych – osutek, chorób pędów i grzybów korzeniowych. Na skażonych obszarach tworzyły się natomiast niekorzystne mikoryzy ektendotroficzne. Dlatego też w Sudetach od szeregu lat roślinność powierzchnia drzewostanów dotkniętych chorobami grzybowymi (w 1975 r. 8,5% powierzchni leśnej Sudetów w roku 1975 do 16,9% w roku 1990 – dane OZLP). Największe zagrożenie stanowią choroby systemów korzeniowych: huba korzeni (*Heterobasidion annosum*) – 5,1% powierzchni leśnej Sudetów oraz opieńki (*Armillaria* sp.) – 8,3% powierzchni leśnej Sudetów. Problemy stwarzają też osutki oraz *Botrytis*, *Cenangium*, *Sclerophoma*, *Phomopsis* i *Pestalotia* (IBL 1991, Konca i wsp. 1994).

Gryzanie. Usunięcie martwych drzewostanów świerkowych umożliwiło rozwój roślinności trawiastej oraz bujny rozwój runa i nasłonecznienie otwartej powierzchni. Spowodowało to, w Sudetach w 1985 roku, rozmnożenie się na niespotykaną dotąd skalę gryzoni, głównie normika burego (*Microtus agrestis*) i zwyczajnego (*Microtus arvalis*) oraz myszy leśnej (*Apodemus flavicollis*). Zniszczyły one bądź uszkodziły 35% upraw. Wiosną 1986 roku oszacowano, że szkody na terenie Sudetów Zachodnich objęły obszar ok. 1 767 ha. Największe uszkodzenia zanotowano w Górach Izerskich w Nadleśnictwach: Szklarska Poręba (563 ha) i Świeradów (714 ha). Najbardziej narażone na uszkodzanie przez gryzanie w odnowieniach leśnych były gatunki liściaste (buk, jawor, jesion, jarząb), w mniejszym stopniu iglaste (modrzew i świerk) (IBL 1991, Szukiel 1993).

Zwierzyna łowna. Spośród zwierząt łownych szkody w lasach sudeckich wyrządzały: jeleni (*Cervus elephas*), sarna (*Capreolus capreolus*), zając (*Lepus europaeus europaeus*). Największe zagęszczenie jeleni w Sudetach Zachodnich było w sezonie 1984/85. Degradacja ekosystemów leśnych Sudetów spowodowała zmiany miejsca bytowania i organizacji przestrzennej dużych ssaków roślinożernych. W skutek kłęskowego odstąpienia się ogromnych obszarów, pozbawionych początkowo roślinności, jelenie przemieszczały się w poszukiwaniu pokarmu i osłony w okolice ocalałych drzewostanów. Zgryzały one sadzonki liściaste latem oraz spałowywały drzewa zimą. Nawet nieduże uszkodzenie kory ułatwiały wnikanie pasożytniczym grzybom oraz obniżało odporność drzew na ujemny wpływ czynników biotycznych (mikroorganizmy, owady) i abiotycznych (skażenia, śnieg i wiatr) (Szukiel i Lewandowski 1994).

Bardzo dobrym pokarmem ssaków roślinożernych były rośliny wielu gatunków, których intensywny wzrost następował 2-3 lata po zamarcu drzewostanów czyli w pierwszej fazie sukcesji. W kolejnych latach na wylesionych powierzchniach zanikało wiele gatunków roślin dwuliściennych, które były wypierane przez gatunki trawiaste m.in. trzcinnik (mało atrakcyjny dla zwierzyny jako żer). W efekcie jeleniowate zgryzały sadzonki i samosiewki (Szukiel i Lewandowski 1994). Próba zmniejszenia liczby zwierzyny przez intensywne odstrzały redukcyjne okazały się całkowicie nieskuteczne (IBL 1991). Lepsze rezultaty mogłaby przynieść restytucja ich naturalnych wrogów: niedźwiedzi, wilków i rysi.

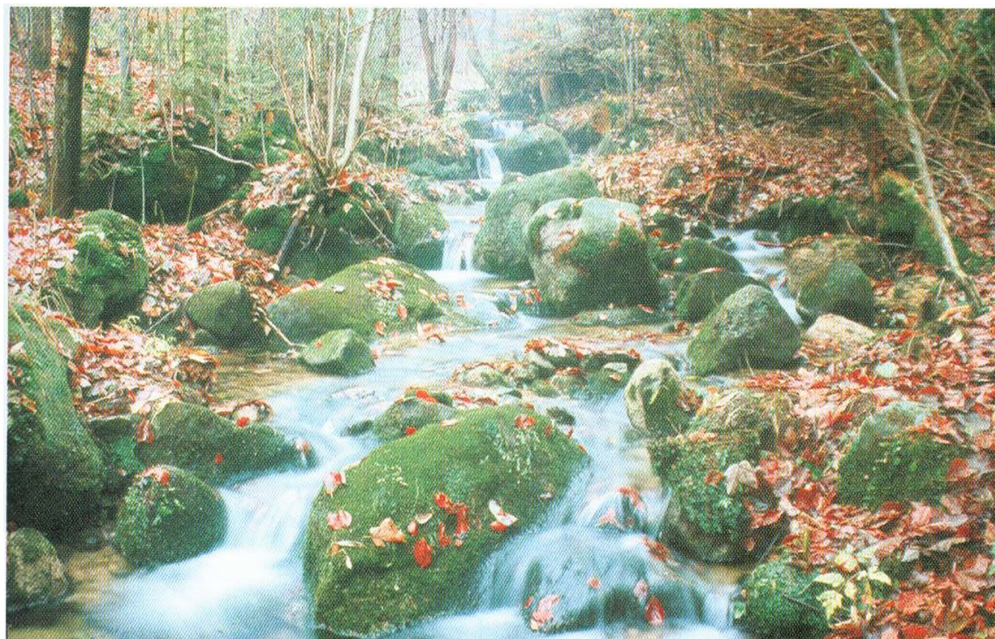
WPLYW OBUMARCIA DRZEWOSTANÓW NA ZESPOŁY INNYCH ORGANIZMÓW

Wpływ na fitocenozy. Zmiany w środowisku spowodowane zanieczyszczeniami przemysłowymi powodowały zaburzenia w funkcjonowaniu ekosystemów leśnych. Rozluźnienie, a następnie eliminacja warstwy drzew prowadziła do zmian składu gatunkowego runa i warstwy mszystej lasów (Żołnierz i wsp. 1994). Powodowało to także spadek bogactwa flory i fauny jak również zmiany proporcji różnych grup ekologicznych (Dąbrowska-Prot i Łuczak 1995).

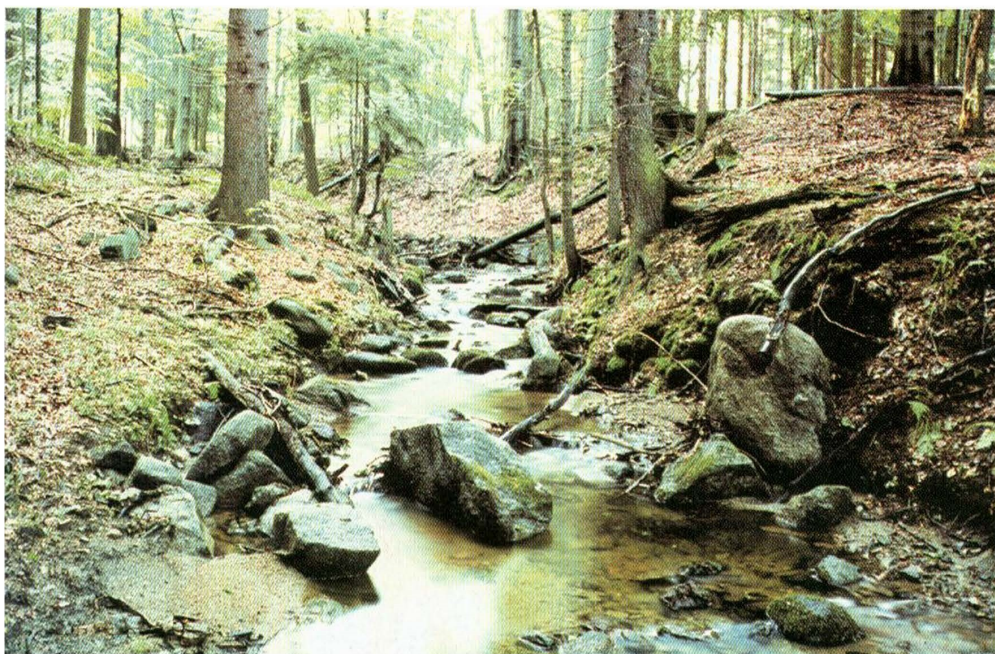
Wyraźny był spadek liczebności mszaków. Na wylesionych obszarach ginęły cieniulubne mszaki dna lasu, m. in. dominujący w lesie płonnik strojny (*Polytrichum formosum*). Wylesienie powodowało także wyniszczenie populacji i siedlisk mszaków epifitycznych, głównie wątrobowców, np. *Blepharostoma trichophyllum*, *Lophozia ventricosa*, *Calypogeia integristipula*, *Lepidozia reptans*, *Cephalozia bicuspidata*, *Tetraphis pellucida* (Żołnierz i wsp. 1994).

Na wylesionych obszarach zmieniał się skład gatunkowy roślin kwiatowych runa. Cieniulubne gatunki leśne takie jak np. kosmatka olbrzymia (*Luzula silvatica*) były wypierane przez światłolubne gatunki roślin terenów otwartych. Zanikanie warstwy drzew umożliwiało wkraczanie na wylesione powierzchnie gatunków różnych zbiorowisk regla górnego i piętra subalpejskiego jak przytulia hercyńska (*Galium hercynium*) oraz gatunków porębowych jak wietlica alpejska (*Athyrium alpestre*), szczawik zajęczy (*Oxalis acetosella*). Pojawianie się gatunków zastępczych na wylesionych powierzchniach miało charakter efemeryczny i były eliminowane przy regeneracji drzewostanów. Wyjątkiem jest cieniulubny szczawik zajęczy (*Oxalis acetosella*). Na wylesionych obszarach gwałtownie rozwijały się zbiorowiska trawiaste z dominacją trzcinnika (*Calamagrostis arundinacea*) i śmiałka pogiętego (*Deschampsia flexuosa*) oraz stopniowe wycofywanie się elementów borowych. Wyraźny spadek liczebności na powierzchniach o długim okresie wylesienia wykazuje kosmatka olbrzymia *Luzula silvatica* (Żołnierz i wsp. 1994, Szukiel i Lewandowski 1994).

Na obszarach, na których następowało naturalne odnawianie się świerczyn wzrastał w runie stopniowo udział gatunków leśnych: borówki czarnej (*Vaccinium myrtillus*), szczawika zajęczego (*Oxalis acetosella*), konwalijki dwulistnej (*Majanthemum bifolium*), podbiałka alpejskiego (*Homogyne alpina*), a zmniejszał się udział trzcinnika i śmiałka. Różnowiekowa struktura samorzutnie odnawiających się drzewostanów zapewniała szersze spektrum siedlisk niż gęste i pozbawione luk nasadzenia (Żołnierz i wsp. 1994; Dąbrowska-Prot i Łuczak 1995).

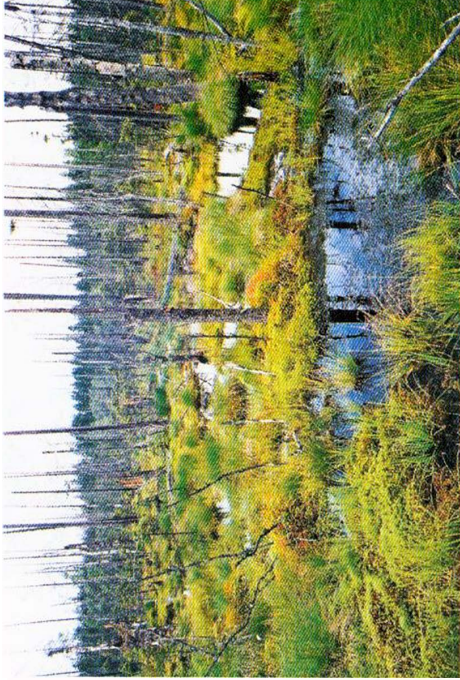


Pośna w górnym biegu (Fot. J. Chatys)



Czermnica poniżej Bukowiny (Fot. J. Chatys)

Wielkie Torfowisko Batorowskie



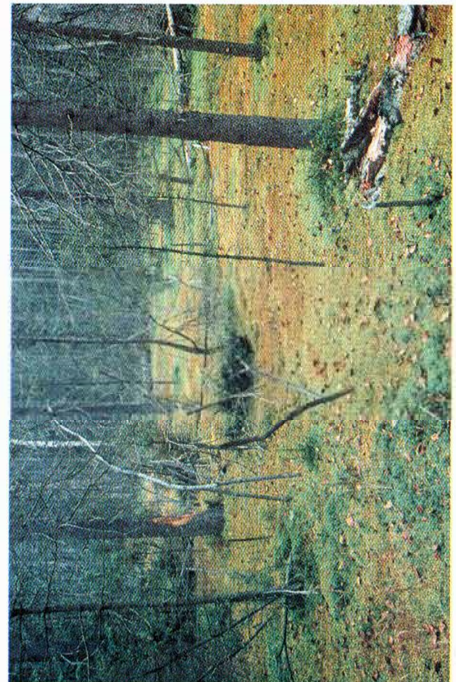
(Fot. K. Szypulski)



(Fot. J. Chatys)



(Fot. Z. Gołąb)



(Fot. J. Chatys)

Wpływ na zespoły pierwotniaków. Zakwaszenie gleb i głębokie zmiany ekosystemów leśnych spowodowały szybkie i głębokie przeobrażenia zespołów glebowych pierwotniaków. Spowodowało to zarówno spadek ich liczby i biomasy jak zubożenie gatunkowe. W zespołach tych dominują ameby skorupkowe (*Testacea*) - do 80% całego zespołu z przewagą jednego gatunku - *Plagiopycsis penardi* (powyżej 50% udziału w każdym środowisku, a w zniszczonym lesie powyżej 95%). W niewielkiej ilości występują orzęski (Dąbrowska-Prot 1994).

Wpływ na zespoły makrobezkręgowców. Wśród bezkręgowców zniszczonych ekosystemów sudeckich przeważały gatunki saprofityczne, uczestniczące w procesach rozkładu nagromadzonej w znacznych ilościach materii nieorganicznej. Udział saprofitów najmniejszy był w niezniszczonych starych świerczynach, większy w młodnikach świerkowych, największy w biocenozach zdegradowanych. W odwrotnym kierunku wzrastał natomiast w zespołach bezkręgowców udział drapieżców i pasożytów oraz najmniej licznych roślinożerców (Łuczak 1994).

Zniszczenie świerczyn wpłynęło na warunki życia pajęczaków przyczyniając się do zmian w ich składzie gatunkowym. Wśród pajaków zamieszkujących glebę i ściółkę następował wzrost liczebności gatunków należących do rodziny *Araneae* oraz roztoczy (*Acarina*), liczebność rodziny *Araneae* malała natomiast wśród pajaków zamieszkujących warstwę zielną (Sztrantowicz 1994). Ze zniszczonych powierzchni zniknął dominujący pajak warstwy gleby i ściółki - *Diplocephalus latifrons*, jego pozycję zajmował natomiast pojawiający się na wylesionych obszarach *Pardosa riparia* (Łuczak 1994).

Stan roślinności wpływał też na entomofaunę. Biomasa i liczebność muchówek w młodnikach świerkowych była o 10% niż w starych świerczynach, a o ponad 30% wyższa niż w środowiskach zniszczonych. Bogactwo gatunkowe i liczebność entomofauny w zniszczonych świerczynach malały wraz ze wzrostem wysokości n.p.m. (Andrzejewska 1994). Najważniejsze zmiany zespołów muchówek warstwy przyglebowej w zniszczonych świerczynach dotyczyły ich składu gatunkowego. Udział rodzin *Phoridae* i *Helomyidae* malał na rzecz *Sacrophagidae* i (głównie roślinożernych) *Chloropidae*. Muchówki w warstwie zielnej reagowały spadkiem liczebności utrzymującym się jeszcze w środowiskach z młodymi świerkami (Łuczak 1994). Także w przypadku owadów warstwy glebowej i roślinności zielnej należących do innych rzędów następowały zmiany ilościowe i jakościowe. Rosła np. liczebność pluskwiaków równoskrzydłych i mrówek, malała liczebność skoczogonków (Sztrantowicz 1994).

Sukcesja ekologiczna na wylesionych obszarach Sudetów. Na obszarach pokłeskowych Sudetów następuje samoistne przywracanie zgodności składu gatunkowego z warunkami siedliska w drodze sukcesji regeneracyjnej. Naturalne formy regeneracyjne lasu po obumarłych drzewostanach świerkowych tworzą tu jarząb pospolity w całym zasięgu regli oraz brzoza brodawkowata i brzoza omszona, głównie w reglu dolnym. Naturalne rozprzestrzenianie się tych zespołów pozwala na jakiś czas odłożyć problem odbudowy lasu, zabezpiecza przed erozją gleby oraz stwarza osłonę dla gatunków już istniejących. Sukcesja jarzębu pospolitego i brzozy brodawkowatej w wylesionych obszarach Gór Izerskich zaczyna się wraz z zamieraniem świerka i następuje w ciągu kilku lat (ok. 8-10). Gatunki te są w Sudetach Zachodnich bardzo ekspansywne. Jarząb i brzoza są gatunkami pionierskimi, światłolubnymi, o małych

wymaganiach w stosunku do gleby, odpornymi na niskie temperatury i przymrozki. Jarzab preferuje zbocza o ekspozycji północnej i wschodniej, a sukcesja następuje w całym zasięgu regli. Sukcesja brzozy odbywa się głównie w reglu dolnym, na zboczach południowych i wschodnich. Jarzab pospolity i brzoza brodawkowata mają stosunkowo dużą odporność na defoliację. Gatunki te na obszarach naturalnej sukcesji w wystarczającym stopniu spełniają rolę osłony dla górskich gatunków lasotwórczych (Ceitel 1994).

PODSUMOWANIE I PERSPEKTYWY

Przemiany polityczne w Europie Środkowej zapoczątkowane w 1989 roku przyczyniły się do stopniowej redukcji emisji zanieczyszczeń do atmosfery. W 1991 roku podpisano deklarację o współpracy przy rozwiązywaniu problemów zanieczyszczeń powietrza między Polską, Czechami i Niemcami. W ramach Projektu "Czarny Trójkąt" powstał Wspólny System Monitoringu Powietrza (JAMS) składający się z 43 stacji monitoringowych. W 1995 roku rozszerzono zakres regionalnej współpracy regionalnej i utworzono na bazie "Czarnego Trójkąta" związek obszarów przygranicznych Polski, Czech i Niemiec - Euroregion Nysa. Był to pierwszy w Polsce euroregion. W 1995 r. powstał Leśny Bank Genów w Kostrzycy. Przechowuje on na przyszłość nasiona roślin leśnych z całej Polski. Gdyby zatem klęska Czarnego Trójkąta gdzieś się powtórzyła możliwe będzie wykorzystanie sadzonek rodzimych.

Poprawa stanu środowiska w Sudetach stwarza szanse zachowania istniejących jeszcze starodrzewi oraz prawidłowego rozwoju odnowień. Jedną z pierwotnych przyczyn katastrofy ekologicznej w tym regionie została usunięta poprzez znaczące ograniczenie emisji przemysłowych. Odtwarzanie zniszczonych ekosystemów leśnych wymaga jednak co najmniej kilku dziesięcioleci. Efekty działań naprawczych ze strony człowieka będą lepsze, jeśli będą one prowadzone zgodnie z prawami przyrody. Wielokrotne naruszanie tych praw doprowadziło przecież do katastrofy ekologicznej "Czarnego Trójkąta".

Podziękowanie

Autorzy dziękują Panu mgr inż. Bogdanowi Malinowskiemu z RDLP we Wrocławiu za udostępnienie danych dotyczących ilości usuwanego posuszu.

LITERATURA

- ANDRZEJEWSKA L. 1994. Zespoły zwierząt bezkręgowych gleby i warstwy zielonej w kilku degradowanych środowiskach Karkonoszy. W: Fischer Z. (red.) Karkonoskie Badania Ekologiczne. II Konferencja. Dziekanów Leśny 17-19 stycznia. Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN: 251-267.
- BORYS T., NIEWĘGOWSKA J. 1987. Ocena stanu ekologicznego Kotliny Jeleniogórskiej. W: Mazurski K. (red.) Stan ekologiczny Dolnego Śląska. Materiały z sesji popularnonaukowej zorganizowanej we Wrocławiu w dniu 21 marca. Dolnośląskie Towarzystwo Społeczno-Kulturalne. Pracownia Badania Regionu. Wrocław: 287-305.
- CAPECKI Z. 1969. Zagrożenie lasów sudeckich przez szkodniki na tle szkód spowodowanych przez huragany i okiść. Sylwan 113(3): 57-64.

- CAPECKI Z. 1993. Stan sanitarny lasów górskich a gradacje szkodników wtórnych. Sylwan 137(9): 61-67.
- CEITEL J. 1994. Naturalne formy regeneracji lasu w wylesionych obszarach Gór Izerskich. Pr. IBL Ser. B 21/2: 257-272.
- CEITEL J., SZYMAŃSKI S., ZIENTARSKI J. 1995. Zagospodarowanie i przebudowa świerczyn uszkodzonych przez imisje przemysłowe w Sudetach. Postępy Techniki w Leśnictwie 56: 15-20.
- DĄBROWSKA-PROT E. 1995. Ekologiczne konsekwencje wypadania borów świerkowych w Karkonoszach. Wpływ degradacji borów świerkowych na przekształcenie entomofauny Karkonoszy. W: Fischer Z. (red.). Karkonoskie Badania Ekologiczne. II Konferencja Dziekanów Leśny 17-19 stycznia: 293-300.
- DĄBROWSKA-PROT E., ŁUCZAK J. 1995. Biocenotyczne konsekwencje wypadania lasów świerkowych w Karkonoszach. W: Fischer Z. (red.). Problemy ekologiczne wysokogórskiej części Karkonoszy. Dziekanów Leśny. Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN 287-302.
- DORE A.J., CHOUARTON T. W., FLOWER D., CROSSLEY A. 1992. Orographic enhancement of snowfall. Environ. Pollut. 75: 175-179.
- DZIADOWIEC H. 1990. Rozkład ściółek w wybranych ekosystemach leśnych (mineralizacja, uwalnianie składników pokarmowych, humifikacja). Uniw. Mikołaja Kopernika w Toruniu. Rozprawy.
- FABLIANOWSKI J. 1986. Hodowla lasu wobec zagrożenia imisjami drzewostanów w górach. Sylwan 130(2-3): 53-66.
- GÓRZELAK A. 1995. Lasy i gospodarka leśna w Sudetach. Pr. IBL Ser. B 25: 7-32.
- GRĘSZTA J. 1996. Wpływ kwaśnych deszczów na lasy górskie. Sylwan 140(2): 49-57.
- GRODZKI W. 1993. Przyczyny obecnego stanu lasów w Górach Izerskich. Pr. IBL Ser. B 17: 44-49.
- GRODZKI W. 1995. Zanieczyszczenia przemysłowe a gradacje szkodników owadzych w lasach górskich. Sylwan 139(5): 13-19.
- GRODZKI W., KOSIBOWICZ M., JACHYM M. 1999. Różnorodność biologiczna ekosystemów a problemy ochrony lasów górskich. Sylwan 143(3): 21-31.
- GRODZKI W. 1995. Wpływ osłabienia świerka przez zanieczyszczenia przemysłowe w Sudetach Zachodnich na zagrożenie ze strony szkodników wtórnych. Pr. IBL. Ser. B 25: 145-162.
- IBL. 1991. Stan Lasów w Sudetach. Przyczyny, przebieg i konsekwencje zamierania lasów oraz zadania dla gospodarki leśnej. Warszawa.
- JADCZYK P. 1994. Przyczyny zniszczenia lasów w Górach Izerskich i Karkonoszach. Cz. 1. Warunki środowiska i czynniki antropogeniczne. Sylwan 138(12): 39-47.
- JADCZYK P. 1995a. Przyczyny zniszczenia lasów w Górach Izerskich i Karkonoszach. Cz. 2. Przemiany kwaśnych gazów w środowisku i ich wpływ na lasy. Sylwan 139(1): 67-72.
- JADCZYK P. 1995b. Przyczyny zniszczenia lasów w Górach Izerskich i Karkonoszach. Cz. 3. Szkodniki lasów i upraw leśnych. Sylwan 139(2): 63-67.
- JADCZYK P. (w druku). Skutki długotrwałej antropopresji na ekosystemy leśne Sudetów. Raport wygłoszony na konferencji: Problemy ochrony przyrody w zagospodarowaniu przestrzennym Sudetów. Jelenia Góra, maj 2004.
- JUDA-REZLER K. 2000. Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.

- KASPRZAK A. 1990. Hodowla lasów górskich w warunkach skażenia środowiska. *Las Polski* 3: 6-8.
- KOEHLER W. 1985. *Zarys hylopatologii*. PWN Warszawa.
- KONCA B., ŻIMNY J., MICHALSKI J. 1994. Ochrona lasu w Sudetach czynniki abiotyczne i biotyczne oraz stan obecny i prognozy. W: Paschalis P., Zajączkowski S. (red.). *Protection of forest ecosystems: selected problems of forestry in Sudety Mountains*. Fundacja "Rozwój SGGW" Warszawa: 217-229.
- LEWANDOWSKI K., T. 2003. Ekologia kontra lasy sudeckie. *Echa Leśne* 2: 4-8.
- LOVETT G.M., REINERS W.A., OLSEN R.K. 1982: Cloud droplet deposition in subalpine balsam fir forests: hydrological and chemical inputs. *Science* 218: 1303-1304.
- ŁUCZAK J. 1994. Kształtowanie się zespołów pajaków sieciowych w zachowanych i zniszczonych świerczynach w Karkonoszach. W: Fischer Z. (red.) *Karkonoskie Badania Ekologiczne. II Konferencja. Dziekanów Leśny 17-19 stycznia*. Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN: 311-315.
- MANION P. D. 1981. *Tree disease concept*. Prentice Hall Inc., New Jersey.
- MAZURSKI K. 1987. Stan ekologiczny lasów na Dolnym Śląsku. W: Mazurski K. (red.). *Stan ekologiczny Dolnego Śląska. Materiały z sesji popularnonaukowej zorganizowanej we Wrocławiu w dniu 21 marca Dolnośląskie Towarzystwo Społeczno-Kulturalne. Pracownia Badania Regionu: 107-136*.
- MILLER E.K., FRIEDLAND A. J., ARONS E.A., MOHNEN V. A., BATTLES J.J., PANEK J.A., KADLECEK J., JOHNSON A.H. 1993. Atmospheric deposition to forests along an elevational gradient at Whiteface Mountain. NY USA. *Atmos. Envir.* 17A, 14: 2121-2136.
- NIEMTUR S. 1997. Przebudowa drzewostanów uszkodzonych przez imisje przemysłowe w Sudetach Zachodnich i w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym. *Post. Tech. Leś.* 61: 51-60.
- NIK. 1998. Informacja o wynikach kontroli wybranych programów i planów ochrony środowiska na obszarze Sudetów. Wrocław.
- PERINA V., SAMEK V. 1958. Sposoby zagospodarowania lasów sudeckich. *Sylwan* 102(5/6): 34-49.
- SIENKIEWICZ R. 1991. Charakterystyka napływu mas powietrza nad Sudety Zachodnie w aspekcie zagrożenia ekologicznego lasów. *Acta Univ. Wratisl.* 1213, Pr. Inst. Geogr. Ser. A. V: 159-165.
- SKIBA S. 1995. Ocena wpływu imisji przemysłowych na gleby Karkonoszy. W: Fischer Z. (red.) *Problemy ekologiczne wysokogórskiej części Karkonoszy. Dziekanów Leśny. Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN: 97-111*.
- SKIBA S., DREWNIK M. 1992. Gleby zdegradowanych ekosystemów wybranych rejonów Karkonoszy. W: Fischer Z. (red.) *Karkonoskie badania ekologiczne. I Konferencja, Wojnowice, 3-4 grudnia 1992. Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN, Dziekanów Leśny: 9-27*.
- Swedish Ministry of Agriculture. 1982. *Acidification Today and Tomorrow*. Risbergs Tryckeri AB, Uddevalla Sweden.
- SZTRANTOWICZ H. 1994. Formowanie się zespołów mikroorganizmów glebowych w środowiskach różnie odkształconych ekosystemów leśnych Karkonoszy. W: Fischer Z. (red.). *Karkonoskie Badania Ekologiczne. II Konferencja. Dziekanów Leśny 17-19 stycznia. Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN: 321-325*.

- SZUKIEL E. 1993. Zagrożenia lasu w Sudetach Zachodnich powodowane przez roślinożerne ssaki i możliwości ograniczania szkód. *Sylvan* 137(12): 11-25.
- SZUKIEL E., LEWANDOWSKI Z. 1994. Wpływ zamierania lasów sudeckich na dynamikę liczebności oraz behawior sam i jeleni. *Sylvan* 138(5): 5-18.
- SZYMAŃSKI S., CEITEL J., ZIENTARSKI J. 1991. Formy regeneracyjne lasów górskich w terenach po klęskowych. *Maszynopis Kat. Hodowli Lasu AR Poznań*.
- SZYMAŃSKI S., CEITEL J., ZIENTARSKI J. 1994. Odnowienie lasu (zagospodarowanie terenów poklęskowych) – wyniki dotychczasowych działań i propozycje na przyszłość. W: Paschalis P., Zajączkowski S. (red.). *Protection of forest ecosystems: selected problems of forestry in Sudety Mountains*. Fundacja "Rozwój SGGW" Warszawa: 59-91.
- SZYNGIEL J. Stan ekologiczny powietrza atmosferycznego na Dolnym Śląsku. W: Mazurski K. (red.). *Stan ekologiczny Dolnego Śląska. Materiały z sesji popularnonaukowej zorganizowanej we Wrocławiu w dniu 21 marca 1987*. Dolnośląskie Towarzystwo Społeczno- Kulturalne. Pracownia Badania Regionu: 17-35.
- WADECKI Z. 1984. Karkonosze będą łyse? *Aura* 11: 16-17.
- WALENDZIK R., J. 1993. Degradacja gleb leśnych w Sudetach Zachodnich i próby jej ograniczenia. *Sylvan* 137(11): 29-37.
- WILCZKIEWICZ M. 1956. Przyczyny powstawania klęsk żywiołowych od wichrów i śniegu w Sudetach. *Sylvan* 100(4): 17-20.
- ZAJĄCZKOWSKI J. 1990. Strategia hodowlanego zagospodarowania lasu w warunkach zagrożenia środowiska. *Las Polski* 15: 4-7.
- ZIENTARSKI J. 1990. Hodowla lasów górskich w warunkach skażonego środowiska. *Las Polski* 3: 2-8.
- ZIENTARSKI J., CEITEL J., SZYMAŃSKI S. 1994. Zamieranie lasów – dynamika i prognozy. W: Paschalis P., Zajączkowski S. Paschalis P., Zajączkowski S. (red.). *Protection of forest ecosystems: selected problems of forestry in Sudety Mountains*. Fundacja "Rozwój SGGW" Warszawa: 11-26.
- ZOLL T. 1958. Podstawowe zagadnienia zagospodarowania lasów górskich w Sudetach. *Sylvan* 102(5/6): 9-33.
- ZOLL T. 1963. Analiza stanu lasów w Sudetach. *Zesz. Probl. Podś. Nauk Rol.* 37: 123-144.
- ZWOŹDZIAK J. 1990. Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w rejonie Bogatynia-Zgorzelec na tle wybranego obszaru porównawczego kraju. W: *Ochrona środowiska w Bogatyńsko-Zgorzeleckim rejonie zagrożenia ekologiczne*. Konferencja ekologiczna Jelenia Góra - Bogatynia 25-26 VI: 24-32.
- ZWOŹDZIAK J. 1992. Transport związków siarki w górach na przykładzie Sudetów Zachodnich. *Arch. Ochr. Środow.* 22(3-4): 7-15
- ZWOŹDZIAK J. 1993. Stężenie związków siarki w powietrzu w Sudetach w warunkach zaburzeń w stanie atmosfery. *Arch. Ochr. Środow.* 23: 11-23.
- ZWOŹDZIAK J. 1995. Metody prognozy i analizy stężeń zanieczyszczeń w powietrzu w regionie Czarnego Trójkąta. *Oficyna Wydaw. P. Wroc. Wrocław*.
- ZWOŹDZIAK J., KMIEĆ G., ZWOŹDZIAK A., KACPERCZYK K. 1995. Presja zanieczyszczeń przemysłowych w ostatnim wieloletciu a stan obecny. Fischer Z. (red.). *Problemy ekologiczne wysokogórskiej części Karkonoszy*. Dziekanów Leśny. Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN: 79-94.

- ZYGMUNT K., JASTRZĘBSKA M., LISOWSKI A., KORCZOWSKI J., MASAKOWSKA G. 1985. Skutki emisji pyłów i gazów przemysłowych na stan zanieczyszczenia atmosfery w rejonie Worka Żytawskiego. W: Węzłowe problemy inżynierii środowiska w Makroregionie Południowo-Zachodnim. NOT Rada Wojewódzka w Jeleniej Górze. Urząd Wojewódzki w Jeleniej Górze. Wydział Ochrony Środowiska Gospodarki Wodnej i Geologii. Jelenia Góra 14-15 maja 1985. NOT Jelenia Góra: 24-30.
- ŻOŁNIERZ L., FABISZEWSKI J., WOJTUŃ B., MATUŁA J., SOBIERAJSKI Z. 1994. Zmiany ilościowe i jakościowe roślinności na obszarach o różnym czasie wylesienia w reglu górnym Karkonoszy. W: Fischer Z. (red.). Karkonoskie Badania Ekologiczne. II Konferencja. Dziekanów Leśny 17-19 stycznia: 153-161.

Rośliny chronione Gór Stołowych



Storezyk Fuchsa (*Dactylorhiza fuchsii*)
(Fot. K. Baldy)



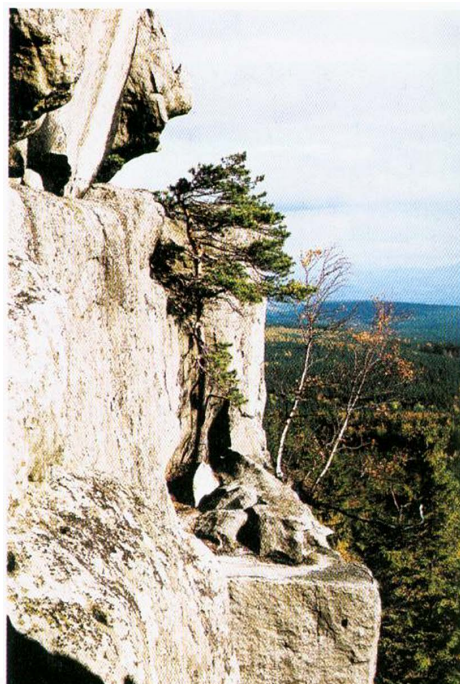
Śnieżycyca wiosenna (*Leucoium vernum*)
(Fot. Z. Gołąb)



Liczydło górskie (*Streptopus amplexifolius*) (Fot. T. Kandefer)



Czerwona Woda w Cygańskim Wąwozie
(fot. J. Chatys)



Przytulona do skały sosna zwyczajna
(Fot. K. Baldy)



Koruna - widok ze Skalniaka (Fot. A. Ogorzałek)

EKOLOGICZNA CHARAKTERYSTYKA POPULACJI *IRIS SIBIRICA* L. ŁĄK MUCHOWSKICH NA POGÓRZU KACZAWSKIM

MONIKA SPOREK, AGNIESZKA ROMBEL

Uniwersytet Opolski, Zakład Ekologii i Ochrony Przyrody

Streszczenie: Przedmiotem badań była populacja kosańca syberyjskiego *Iris sibirica* L. występująca na Pogórzu Kaczawskim (ryc.3). Kępy kosańca zasiedlają powierzchnię około 20 ha łąk leżących w granicach Parku Krajobrazowego Chelmy. Punktem wyjścia w badaniach były pomiary biometryczne cech osobniczych i grupowych. Ich wyniki poddano analizie statystycznej. W celu oceny warunków siedliskowych określono liczebność populacji, sprawdzono czy rozkład statystyczny dla wysokości roślin jest normalny oraz określono stopień zależności między cechami osobniczymi. Ustalono zmienność wewnątrzpopulacyjną obliczając współczynnik zmienności dla cech osobniczych. Wyznaczono średnią arytmetyczną, modalną i medianę, porównując te wartości, określono dorodność osobników dominujących w populacji. Analizie poddano również warunki edaficzne badanej populacji kosańca. W celu zaś określenia stosunków biocenotycznych sporządzono listę gatunków rosnących w najbliższym sąsiedztwie osobników badanej populacji. W końcu oznaczając frekwencję osobników kwitnących i niekwitnących określono stadium rozwoju, tzn. czy badana populacja jest w stadium regresji, czy progresji. Ze względu na dużą liczebność badanej populacji analizą biometryczną objęto 133 osobniki kwitnące pochodzące z 5 wybranych losowo kęp (ryc. 4). Wszystkie pomiary biometryczne wykonano w okresie pełnego kwitnienia badanej populacji, czyli w drugiej połowie czerwca 2001 roku.

Abstract: The studied object was a population of the Siberian iris *Iris sibirica* L. from the Kaczawskie Foothills (fig.3). Tufts of the iris occurred over 20 ha of meadows located within boundaries of the Landscape Park Chelmy. The study was based on biometric measurements of individual and group characters, which were analysed statistically. To assess habitat conditions, population size was determined, correspondence of the distribution of plant heights with the normal distribution was checked and the level of relations between individual features was defined. Intra-population variation was defined by calculating variation coefficient for individual characters. The mean, mode and median were calculated and by comparison of these values there was defined robustness of individuals dominating in the population was defined. Moreover, edaphic conditions of the studied population were analysed. To describe biocenotic conditions, a list of species growing in a direct vicinity of individuals from the studied population was assembled. Finally, the stage of development, i.e. if the studied population is either in the stage of regression or progression, was assessed by defining frequencies of flowering and non-flowering individuals.

Because of large size of the studied population, the biometric analysis considered 133 flowering individuals from 5 randomly selected tufts (fig. 4). All measurements were conducted in the period of full flowering of the studied population, i.e. in the second half of June 2001.

Ecological organisation of the studied population of *Iris sibirica* L. is characterised by large and constantly increasing size in relation to the occupied area, high density, cluster spatial distribution with clearly pronounced rank of clusters. The population is in the state of progress, which is expressed by high percentage of young plants, in the juvenile stage, and first of all in the stage of growth, vegetatively immature. Robust, high plants of good leafage and flowering are characteristic of the population, which is the effect of optimum habitat conditions. Biocenotic conditions are suitable, which is indicated by the species composition of plant neighbouring individuals from the population of *Iris sibirica* L.

1. WSTĘP

W Polsce kosaciec syberyjski występuje na rozproszonych stanowiskach na niżu (Szafer i in. 1986). Na wyżynach południowopolskich gatunek ten należy do rzadkości, a w górach nie rośnie w ogóle (Cabała i in. 1996). Na rycinie 2 przedstawiono rozmieszczenie tego gatunku w Polsce (Zając i in. 1997).

Na Wyżynie Śląskiej i terenach przyległych kosaciec syberyjski spotykany jest bardzo rzadko (Cabała i in. 1996). Aktualnie występuje tam na 17 stanowiskach. Liczebność jego populacji na poszczególnych stanowiskach waha się od kilku do ponad tysiąca osobników (Bula, Nowak 2000). Większe powierzchnie kosaćca stwierdzono w okolicach Trzebyczki koło Huty Katowice (Baczyńska-Sendek i in. 1994), Dąbrowy Górniczej – Tucznawy, gdzie sumę wszystkich pędów oszacowano na 270, w tym kwitnących na 180 (Nowak, Bernacki 1992) i na terenach przyległych – na łące przy ośrodku rekreacyjnym “Śliwa” koło Dyrdy (Cabała i in. 1995).

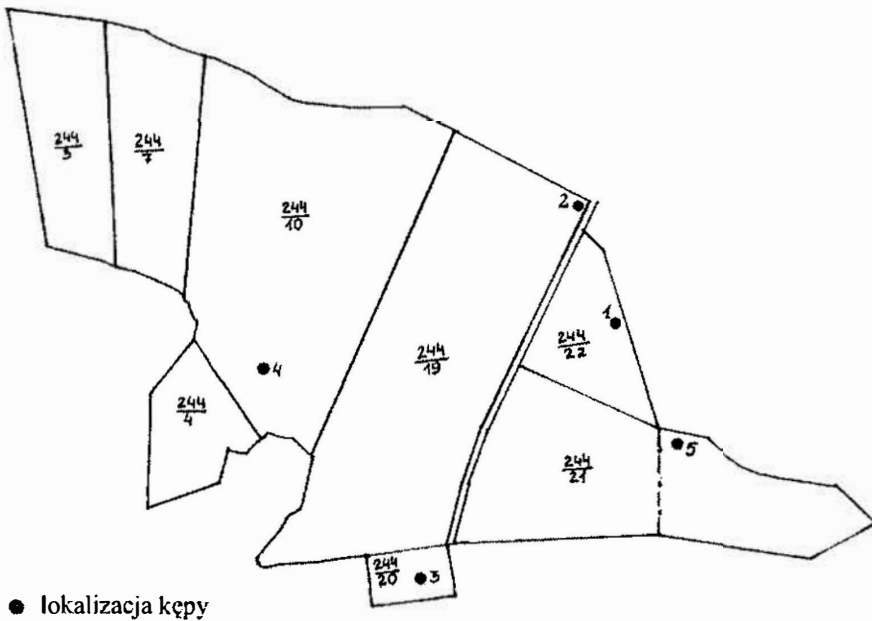
Innymi stanowiskami kosaćca syberyjskiego opisywanymi w literaturze są łąki w Opatkowicach pod Krakowem (Denisiuk 1995), a także łąki trzęślicowe w Kostrzu, na obszarze miasta Krakowa (Denisiuk 1987). Ponadto udokumentowano jedyne stanowisko w północnej części Puszczy Niepołomnickiej, w kompleksie łąk między Ispiną a lasem Grobla (Barabasz 1997). Na Lubelszczyźnie Fijałkowski (1994, 1995) szacuje liczbę stanowisk na ponad 100. Na liczne stanowisko natknięto się również nad Sanem koło Jarosławia i Sieniawy oraz w dolinie Wisłoka (Głowaciński, Michalik 1979). Kosaćca syberyjskiego odnaleziono także na Wyżynie Krakowsko-Wieluńskiej (Michalik 1974), w Puszczy Białowieskiej (Karpiński 1977), na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim (Izdebski, Grądziel 1981) oraz w dorzeczu Pilicy (Olaczek, Tranda 1990). W regionie gdańskim kosaciec występuje m.in. na obszarze rezerwatu florystycznego “Piaśnickie Łąki” w Nadmorskim Parku Krajobrazowym (Herbich 1995) oraz w Lasach Oliwskich w Trójmiejskim Parku Krajobrazowym (Wilga 1998). W województwie opolskim znane jest jedno stanowisko zlokalizowane w rezerwacie “Przylesie” (Celiński i in. 1983).

W naszym kraju kosaciec syberyjski *Iris sibirica* L. objęty jest prawną ochroną gatunkową (Rozporządzenie ...2001). Znajduje się on na polskiej czerwonej liście roślin zagrożonych opatrzoną sygnaturą V (Vulnerabl) - narażony na wyginięcie (Zarzycki, Szelağ 1992). Dużym niebezpieczeństwem dla tego gatunku jest systematyczne zanikanie typowego dla niego zespołu - zmiennowilgotnej łąki trzęślicowej *Molinietum medioeuropaeum* (Matuszkiewicz 1982; Denisiuk 1995). Poza tym ze względu na duże walory dekoracyjne zagrożeniem dla niego jest zrywanie i przesadzanie do ogrodów.

Celem niniejszych badań było poznanie ekologicznej organizacji populacji kosaćca syberyjskiego *Iris sibirica* L. występującej na terenie Łąk Muchowskich, w pobliżu wsi Muchów (ryc.1, fot.1). Ocena warunków siedliskowych oraz poznanie stanu rozwoju badanej populacji pozwoli ukierunkować działania ochronne populacji kosaćca. Wzbogaci również wiedzę o ekologii tego gatunku, rozumianej jako jego konstytucja ekologiczna, co może być wykorzystane w czynnej ochronie gatunkowej tych roślin (Kosiba, Mróz, Sarosiek 1991). Ponadto badania nad biologią populacji wieloletnich roślin zielnych, a taką jest gatunek *Iris sibirica*, mogą przyczynić się do poznania wielu złożonych zależności dotyczących struktury, dynamiki, jak również stabilności zbiorowisk roślinnych łąk i pastwisk (Stańko – Bródkowa 1989).

2. METODY BADAŃ

Przedmiotem badań była populacja kosańca syberyjskiego *Iris sibirica* L. występująca na obszarze Łąk Muchowskich znajdujących się w pobliżu wsi Muchów, w gminie Męcinka, koło Jawora (ryc.3). Teren łąk leży w granicach Parku Krajobrazowego Chełmy. Kępy kosańca zasiedlają powierzchnię około 20 ha tych łąk na działce nr 244 (oddziały 9,10,18,19,20,21,22 – ryc.4). Cały obszar łąk poprzecinany jest rowami melioracyjnymi. Ponadto przez ten teren przepływa potok Kamiennik. Łąki otoczone są głównie przez lasy świerkowe a miejscami występują dęby, brzozy i sosny, co potwierdza mapa leśna. Zgodnie z regionalizacją fizykogeograficzną obszar łąk znajduje się w mezoregionie Pogórze Kaczawskie należącym do podprovincji Sudety (Kondracki 1978). Według "Atlasu rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce" – ATPOL (Zajac 1978) obszar z badaną populacją zlokalizowany jest w kwadracie BE-53.



Ryc. 4. Lokalizacja losowo wybranych kęp kosańca syberyjskiego *Iris sibirica* na terenie Łąk Muchowskich. Źródło: Wyrys z mapy ewidencyjnej w skali 1: 5000, 1998.

Przygotowując metodę badań wykorzystano prace dotyczące ekologicznej charakterystyki populacji storczyków (Rudecki, Sporek 1995; Marczonek, Sarosiek, Staszewska 1995). Metodę zmodyfikowano i przystosowano do specyfiki gatunku badanej populacji, stanu rozwoju oraz warunków siedliskowych. Częściowo wzorowano się na badaniach, jakie wykonano w Parku Krajobrazowym Janowskie Lasy, gdzie przeliczono losowo wybranych 5 kęp (Franszczak –Być, Dąbrowska 2000).

Punktem wyjścia w badaniach były pomiary biometryczne cech osobniczych i grupowych. Ich wyniki poddano analizie statystycznej. W celu oceny warunków siedliskowych określono liczebność populacji, sprawdzono czy rozkład statystyczny dla wysokości roślin jest normalny oraz określono stopień zależności między cechami osobniczymi. Ustalono zmienność wewnątrzpopulacyjną obliczając współczynnik zmienności dla cech osobniczych. Wyznaczono średnią arytmetyczną, modalną i medianę (Sawicki 1982), porównując te wartości, określono dorodność osobników dominujących w populacji. Analizie poddano również warunki edaficzne badanej populacji kosaćca. W celu zaś określenia stosunków biocenotycznych sporządzono listę gatunków rosnących w najbliższym sąsiedztwie osobników badanej populacji. W końcu oznaczając frekwencję osobników kwitnących i niekwitnących określono stadium rozwoju, tzn. czy badana populacja jest w stadium regresji, czy progresji.

Ze względu na dużą liczebność badanej populacji analizą biometryczną objęto 133 osobniki kwitnące pochodzące z 5 wybranych losowo kęp (ryc. 4). Wszystkie pomiary biometryczne wykonano w okresie pełnego kwitnienia badanej populacji, czyli w drugiej połowie czerwca 2001 roku. Zmierzone następujące cechy osobnicze: wysokość roślin (pędów kwiatostanowych), długość kwiatostanów, liczbę kwiatów w kwiatostanie. Ponadto zmierzono długość 10 wybranych losowo liści z każdej wyznaczonej uprzednio kępy.

Z cech grupowych oznaczono liczebność populacji. Z powodu dużego stanu liczbowego populacji oszacowano tylko liczbę kęp występujących na obszarze łąk. Określono również udział roślin kwitnących i niekwitnących w populacji poprzez policzenie w każdej wyznaczonej kępie liczbę osobników z kwiatami i bez pędów kwiatostanowych.

Dodatkowo z obrzeża wybranych losowo 5 kęp z warstwy ryzosfery, a więc z głębokości 20-30 cm pobrano próby gleby, w których oznaczono wartość pH.

3. WYNIKI I DYSKUSJA

3.1. Cechy grupowe

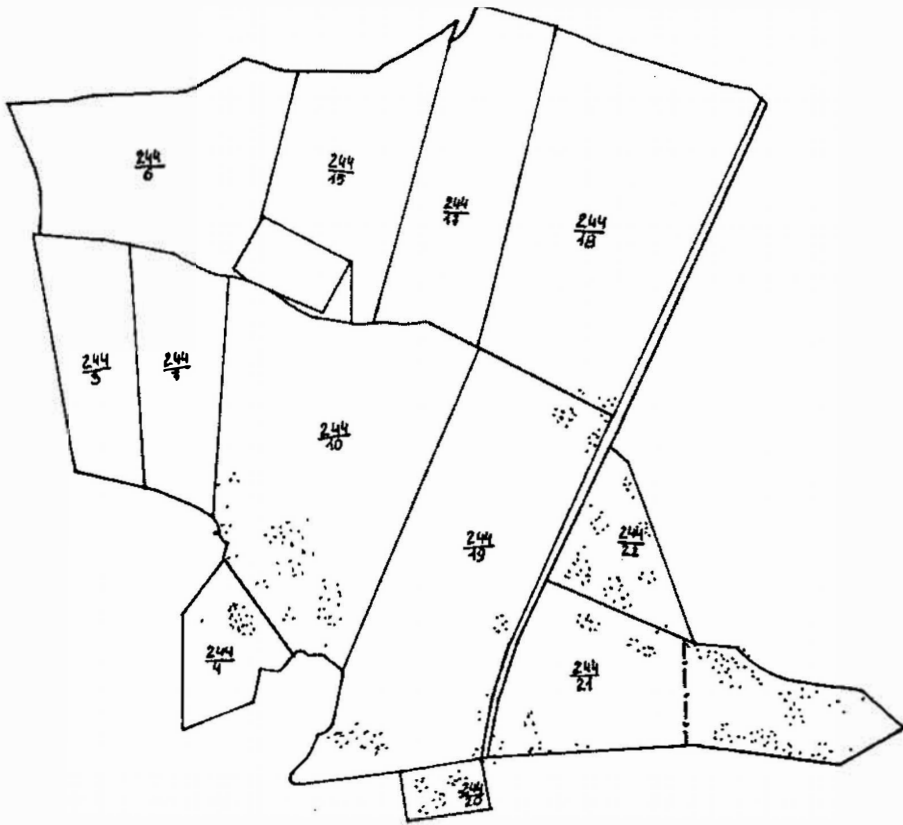
Liczbę wszystkich kęp na łące oszacowano na 1064. Niewiadoma (1997) stwierdza obecność zaledwie 280 kęp. Oznacza to, że w ciągu czterech lat liczebność populacji wzrosła prawie czterokrotnie.

Największe zagęszczenie kęp było w oddziale 10, 21, 22 oraz 20 (ryc. 5). W tym ostatnim na niewielkiej powierzchni 0,78 ha naliczono aż 131 kęp. Przyczyną tego może być niezbyt intensywne wykorzystanie gospodarcze tych oddziałów, na co wskazuje zachowana bogata różnorodność gatunkowa.

Ponadto zaobserwowano, że kępy kosaćca rosną głównie wzdłuż rowów melioracyjnych. Prawdopodobnie tam znajdują odpowiednią (wysoką) dla swego rozwoju wilgotność podłoża (Cabała 1996).

W wybranych pięciu kępach naliczono 133 osobniki kwitnące oraz 566 niekwitnących (tabela 1).

Zatem udział roślin młodych, niekwitnących (w stadium wegetatywnym) w populacji wynosi 80,9%, zaś kwitnących (w stadium generatywnym) tylko 19,1%, proporcja między osobnikami wynosi zatem 4:1. Ta dominacja roślin w stadium wegetatywnym zdaniem Symonides (1974) oznacza, że badana populacja znajduje się w stadium regresji.



Ryc. 5. Szkic sytuacyjny rozmieszczenia *Iris sibirica* na terenie Łąk Muchowskich.
 Źródło: Wyrys z mapy ewidencyjnej w skali 1:5000, 1998.

Nr kępy	Liczba osobników kwitnących	Liczba osobników niekwitających
1	59	253
2	20	83
3	5	27
4	29	112
5	20	91
	$\Sigma = 133$	$\Sigma = 566$

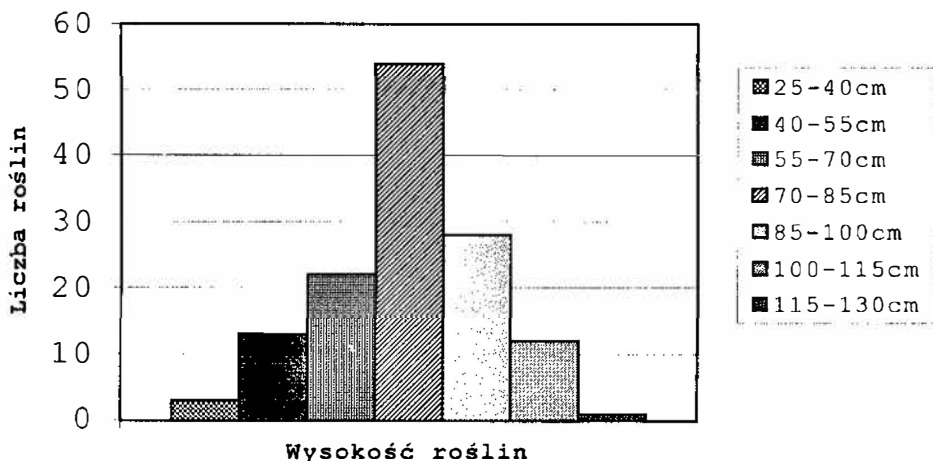
Tab. 1. Liczba osobników kwitnących i niekwitających w poszczególnych kępach

Rozkład przestrzenny ma charakter skupiskowy, co najprawdopodobniej uwarunkowane jest przewagą rozmnażania wegetatywnego (przez podział kłącza) nad generatywnym.

3.2. Cechy osobnicze

Na podstawie analizy matematyczno-statystycznej można stwierdzić, że osobniki badanej populacji charakteryzują się dużą dorodnością. Wiele pędów przewyższa wysokość 1m, a liczba kwiatów w kwiatostanie średnio wynosi 4.

Uzyskane wartości wysokości roślin wahają się w przedziale od 25,5 do 129,0 cm (tab. 2). Średnia arytmetyczna dla wysokości wynosi $\bar{x}=77,3$ cm i osiąga wartość niższą od modalnej $M_0=78,3$ cm, co oznacza, że w populacji przeważają rośliny wyższe od przeciętnych. Statystyczny rozkład wysokości roślin w populacji jest więc lewostronnie skośny, gdzie dominują rośliny o wysokim wzroście, co przedstawiono w postaci histogramu (ryc.6).



Ryc. 6. Rozkład wysokości badanej populacji kosańca syberyjskiego.

Cecha	Wartość			Modalna	Modalna	Wariancja	Odchylenie standardowe	Współczynnik zmienności [%]
	min.	max.	średnia					
Wysokość roślin kwitnących [cm]	25,5	129	77,27	78,28	77,92	316,99	17,8	23,04
Długość kwiatostanu [cm]	6	36	16,58	10,78	16,41	43,58	6,60	39,82
Liczba kwiatów [szt.]	1	7	3,71	3	4	1,62	1,27	34,31
Długość liści [cm]	26	89	52,18	53	51,85	191,12	13,82	26,49

Tab. 2. Cechy osobnicze badanej populacji *Iris sibirica* L.

Średnia długość kwiatostanu badanej populacji wynosi $\bar{x}=16,6$ cm przy współczynniku zmienności równym $v = 39,8\%$. Długość kwiatostanu u połowy badanej populacji jest mniejsza od 16 cm ($M_0 = 16,4$ cm), najczęściej zaś występują osobniki, których długość kwiatostanu mieści się w przedziale 6-12 cm ($M_0 = 10,8$ cm) (tab.2).

W badaniach zajęto się również liczbą kwiatów w kwiatostanie. Najczęściej występują osobniki z czterema kwiatami w kwiatostanie, średnia liczba kwiatów wynosi $\bar{x} = 3,7$.

Statystycznie stwierdzono znaczne zależności między wysokością rośliny a długością kwiatostanu (tab.3) oraz między długością kwiatostanu a liczbą kwiatów (tab.3). Współczynnik korelacji między wysokością roślin a długością kwiatostanu jest równy $r = 0,57$, obliczona wartość krytyczna $r_{a(tab)} = 0,17$, zaś współczynnik regresji jest równy $b = 0,20$. Jest to uwarunkowane faktem, iż długość kwiatostanu jest składową wysokości rośliny, natomiast z długością kwiatostanu związana jest liczba kwiatów. W przeprowadzonej korelacji między długością kwiatostanu a liczbą kwiatów uzyskano następujące wyniki: współczynnik korelacji $r = 0,64$, wartość krytyczna $r_{a(tab)} = 0,17$, zaś współczynnik regresji jest równy $b = 0,12$. Obliczone współczynniki korelacji wskazują na prawidłowy charakter zależności między tymi cechami, co świadczy o nie zaburzonym rozwoju populacji (Kolon i in. 1995).

Zależności	Równanie regresji	r_{ob}	r_{tab}
X - wysokość roślin Y - długość kwiatostanu	$Y = 0,203 X + 0,894$	0,569	0,169
X - długość kwiatostanu Y - liczba kwiatów	$Y = 0,122 X - 5,717$	0,643	0,169

Tab. 3. Zależności między cechami osobniczymi roślin z populacji *Iris sibirica* L.

Zróżnicowanie badanych cech osobniczych określa współczynnik zmienności wyrażony w procentach (tab.2). Najmniejszym współczynnikiem zmienności charakteryzuje się wysokość roślin (23,04%), najwyższym długość kwiatostanu (39,82%), podobnie jak liczba kwiatów (34,31%). Tak wysokie współczynniki zmienności mogą wskazywać na różne warunki siedliska (różne gleby, nasłonecznienie, wilgotność).

Analizie biometrycznej poddano również długość liści mieszczących się w przedziale od 26 do 89 cm. Średnia długość wynosi $\bar{x} = 52,2$ cm, modalna $M_o = 53$ cm, mediana $M_e = 52$ cm (tab. 2).

3.3 Warunki edaficzne

Przeprowadzając analizę gleby, w pobranych pięciu próbach glebowych oznaczono odczyn wyrażony wartością pH. Numer próby glebowej odpowiada numerowi wybranej losowo kępy. Uzyskane wyniki umieszczono w tabeli 4. Otrzymane wartości pH wahają się od 4,73 do 5,80. Według przyjętych kryteriów podziału gleb pod względem odczynu (Gliński 1999) glebę z obrzeża kęp nr 1 i 3 można określić jako lekko kwaśną, zaś kęp nr 2, 4 i 5 jako glebę kwaśną. Zdaniem Lubowickiej (1984) optymalny zakres pH dla kosaćca zamyka się w granicach 5-7. Według Cabały (i inni 1996) gatunek ten preferuje gleby z odczynem słabo kwaśnym. Natomiast Fijałkowski (1994, 1995) podaje wartość pH 6,6. Zatem uzyskane wyniki nie odbiegają od danych literaturowych, choć wydaje się, że odczyn lekko kwaśny jest korzystniejszy dla rozwoju roślin kosaćca syberyjskiego. Sugerują to wysokie wartości wysokości osobników kępy nr 3. Niewykluczone jest jednak, że ich dorodność spowodowana jest innymi czynnikami środowiska.

3.4. Stosunki biocenotyczne

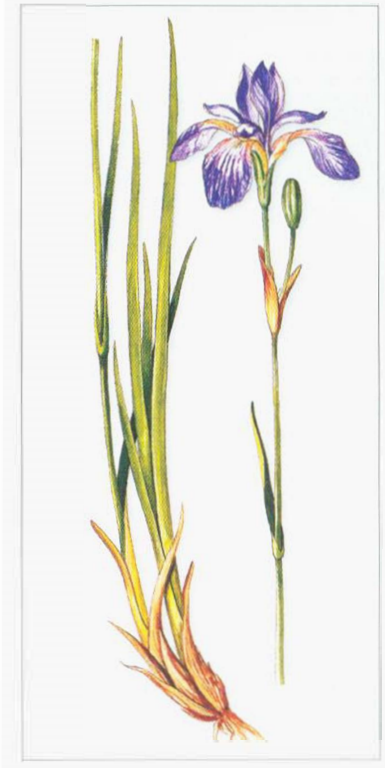
W najbliższym otoczeniu osobników badanej populacji występowały następujące gatunki roślin:

- bukwica zwyczajna *Betonica officinalis* (L.) Trey.,
- chaber łąkowy *Centurea jacea* L.,
- czarcikęs łąkowy *Succina pratensis* Mnch.,
- dziurawiec zwyczajny *Hypericum perforatum* L.,
- dzwonek rozpięchły *Campanula patula* L.,
- firletka poszarpana *Lychnis flos-cuculi* L.,
- goździk kartuzek *Dianthus carrhusionorum* L.,
- groszek łąkowy *Lathyrus pratensis* L.,
- gwiazdnica błotna *Stellaria palustris* Retz.,
- jaskier ostry *Ranunculus acer* L.,
- koniczyna łąkowa *Trifolium pratense* L.,
- kupkówka pospolita *Dactylis glomerata* L.,
- krwawnik kichawiec *Achillea ptarmica* L.,
- krwiściąg lekarski *Sanquisorba officinalis* L.,
- lnica pospolita *Linaria vulgaris* Mill.,
- niezapominajka błotna *Myosotis palustris* (L.) Nathorst,
- ostrożeń błotny *Cirsium palustre* (L.) Scop.,
- ostrożeń łąkowy *Cirsium rivulare* (Jacq.) All.,
- pięciornik kurze ziele *Potentilla erecta* (L.) Hampe.,
- przetacznik ożankowy *Veronica chamaedrys* L.,
- przytulia właściwa *Galium verum* L.,
- rdest węzownik *Polygonum bistorta* L.,
- rutewka żółta *Thalictrum flavum* L.,
- rzeżucha łąkowa *Cardamina pratensis* L.,
- sierpik barwierski *Serratula tinctoria* L.,
- sit członowany *Juncus articulatus* L.,
- sit skupiony *Juncus conglomeratus* L.,
- sitowie leśne *Scirpus silvaticus* L.,
- skrzyp błotny *Equisetum palustre* L.,
- storczyk szerokolistny *Dactylorhiza majalis* (Druce.) Soo.,
- szczaw zwyczajny *Rumex acetosa* L.,
- śmiałek darniowy *Deschampsia caespitosa* (L.) Trin.,
- tojeść pospolita *Lysimachia vulgaris* L.,
- trzęślica modra *Molinia coerulea* (L.) Moench.,
- turzyca lisia *Carex vulpina* L.,
- turzyca pospolita *Carex fusca* All.,
- tymotka łąkowa *Phleum pratense* L.,
- wiechlina łąkowa *Poa pratensis* L.,
- wrotycz pospolity *Tanacetum vulgare* L.

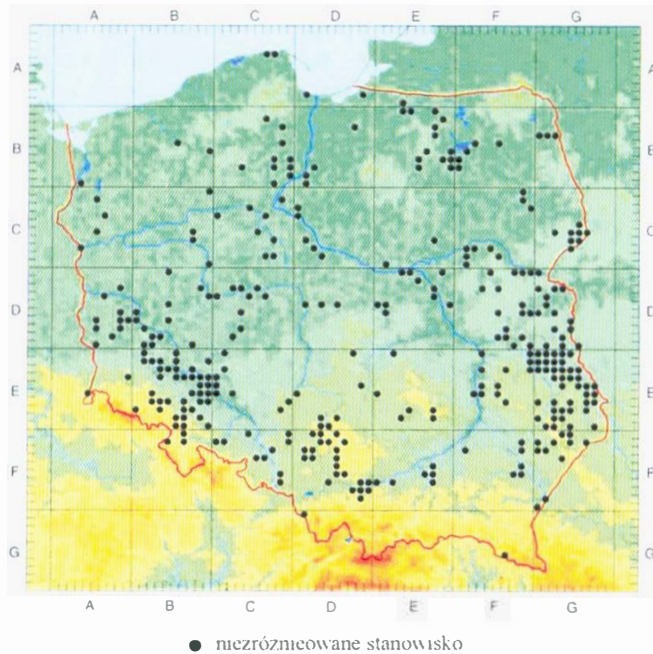
Taki skład gatunkowy oznacza, że badana populacja *Iris sibirica* L. jest komponentem zbiorowiska roślinnego *Molinetum Medioeuropaeum* Koch 1926



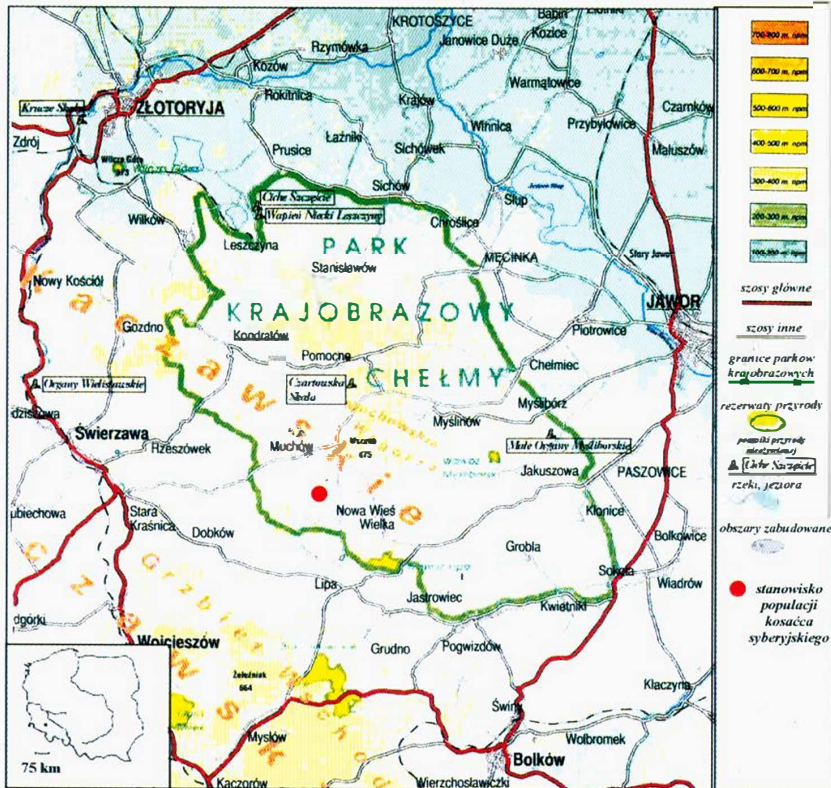
Fot. 1. Kępa kosańca syberyjskiego na terenie Łąk Muchowskich. (A.Rombel).



Ryc. 1. Kosaciec syberyjski (*Iris sibirica*) L.
Źródło: Piękoś-Mirkowa, Mirek 2003.



Ryc. 2. Rozmieszczenie kosańca syberyjskiego (*Iris sibirica*) w Polsce. Źródło: Zajac 1997.



Ryc. 3. Lokalizacja stanowiska badanej populacji kosca syberyjskiego na Pogórzcu Kaczawskim. Źródło: Góry i Pogórze Kaczawskie, 2000.

ze związku *Molinion* z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (Matuszkiewicz 1982). Szczególnie decyduje o tym obecność takich gatunków: *Molinia coerulea* (L.) Moench, *Lysimachia vulgaris* L., *Serratula tinctoria* L., *Thalictrum flavum* L., *Succina pratensis* Mnh., *Lychnis flos-cuculi* L., *Achillea ptarmica* L., *Cirsium palustre* (L.) Scop., *Juncus conglomeratus* L. oraz samego *Iris sibirica* L.

Dwa z wymienionych powyżej gatunków (oprócz kosaćca) zaliczamy do roślin chronionych: storczyk szerokolistny *Dactylorhiza majalis* (Druce.) Soo., objęty ścisłą ochroną gatunkową i goździk kartuzek *Dianthus carrhusionorum* L. objęty ochroną częściową (Rozporządzenie 2001).

Nr próby	pH _{H₂O}
1	5,72
2	5,43
3	5,80
4	4,73
5	5,21

Tab. 4. Wartości pH prób glebowych

4. WNIOSKI

1. Ekologiczną organizację populacji *Iris sibirica* L. z Łąk Muchowskich charakteryzuje duża, stale wzrastająca liczebność w stosunku do zajętego arealu, duże zagęszczenie, skupiskowy rozkład przestrzenny z wyraźnie zaznaczoną hierarchią skupisk, stan progresji wyrażający się dużym udziałem roślin młodych, w stadium juwenilnym, a przede wszystkim w stadium wzrostowym, niedojrzałym wegetatywnie.
2. Populację charakteryzują rośliny dorodne, o dużym wroście, dobrym ulistnieniu i kwitnieniu, co jest rezultatem optymalnych warunków siedliskowych.
3. Stosunki biocenotyczne są prawidłowe, wskazuje na to skład gatunkowy roślin sąsiadujących z osobnikami populacji *Iris sibirica* L.

LITERATURA

- BACZYŃSKA-SENDEK B., CABAŁA S., WILCZEK Z. 1994. Ochrona łąk w okolicach Trzebyczki na Wyżynie Śląskiej. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 54(5): 91-94.
- BARABASZ B. 1997. Zmiany roślinności łąk w północnej części Puszczy Niepołomnickiej w ciągu 20 lat. *Studia Naturae* 43.
- BULA R., NOWAK T. 2000. Kosaciec syberyjski (*Iris sibirica* L.) w zbiorowiskach łąkowych na Wyżynie Śląskiej. *Natura Silesiae Superioris* 4: 45-56.
- CABAŁA S., BULA R., JANAS E. 1996. Kosaciec syberyjski na Wyżynie Śląskiej i terenach przyległych. *Przyroda Górnego Śląska* 4:8, Centrum Dziedzictwa Górnego Śląska, Katowice.
- CABAŁA S., BULA R., JANAS E. 1995. Godne ochrony łąki z kosaćcem syberyjskim (*Molinietum medioeuropaeum* Koch 1926) w okolicach Dyrdy na Wyżynie

- Śląskiej. Kształtowanie środowiska geograficznego i ochrona przyrody na obszarach uprzemysłowionych i zurbanizowanych 20: 37-42.
- CELIŃSKI F., CABAŁA S., WIKA S., BABCZYŃSKA-SENDEK B. 1983. Nowe stanowiska rzadkich roślin naczyniowych na Górnym Śląsku i terenach przyległych. Cz. V. Zesz. Przynr. OTPN 21: 3-11, [za:] Dajdok Z. 1998. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych prawnie chronionych w woj. opolskim. Wydawnictwo UO, Opole.
- DENISIUK Z. 1987. O ochronie nadwiślańskich łąk. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 43(2): 22-31.
- DENISIUK Z. 1995. Godne ochrony łąki w Opatkowicach pod Krakowem. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 51(4): 30 – 35.
- FIJAŁKOWSKI D. 1994, 1995. Flora roślin naczyniowych Lubelszczyzny, t. I, II, Lubelskie Towarzystwo Naukowe, Lublin [za:] Fraszak-Być M., Dąbrowska K., 2000, Nowe stanowisko kosańca syberyjskiego *Iris sibirica* na Lubelszczyźnie, Chrońmy Przyrodę Ojczystą 56(5): 115-118.
- FRANSZCZAK – BYĆ M., DĄBROWSKA K. 2000. Nowe stanowisko kosańca syberyjskiego *Iris sibirica* na Lubelszczyźnie. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 56 (5): 115 – 118.
- GLIŃSKI J. 1999. Chemiczne i fizykochemiczne właściwości gleb, [w:] Zawadzki S. (red) Gleboznawstwo, PWRiL, Warszawa.
- GŁOWACIŃSKI Z., MICHALIK S. 1979. Kotlina Sandomierska. Państwowe Wydawnictwo Wiedza Powszechna:54, Warszawa [za:] Wilga M.S. 1998. Stanowisko kosańca syberyjskiego w Trójmiejskim Parku Krajobrazowym. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 54(5):91-94.
- Góry i Pogórze Kaczawskie. 2000. Wydawnictwo “ADREM”, Jelenia Góra
- HERBICH J. 1995. Ochrona szaty roślinnej. Ochrona przyrody w rejonie gdańskim. Bogucki Wyd. Nauk.:49-62.
- IZDEBSKI K., GRĄDZIEL T. 1981. Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie. Państwowe Wydawnictwo Wiedza Powszechna: 33, 132, Warszawa [za:] Wilga M. S. 1998. Stanowisko kosańca syberyjskiego w Trójmiejskim Parku Krajobrazowym. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 54(5): 91-94.
- KARPIŃSKI J. 1977. Puszcza Białowieska. Państwowe Wydawnictwo Wiedza Powszechna: 52, Warszawa. [za:] Wilga M.S. 1998. Stanowisko kosańca syberyjskiego w Trójmiejskim Parku Krajobrazowym. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 54(5):91-94.
- KOLON K., KRAWCZYK J., KRAWCZYK A. 1995. Charakterystyka ekologiczna populacji *Epipactis palustris* (L.) Crantz znad Jeziora Pomorze w Puszczy Augustowskiej, [w:] Acta Universitatis Wratislaviensis No 1717, Prace Botaniczne 63: 91 – 98.
- KONDRACKI J. 1978. Geografia fizyczna Polski. PWN, Warszawa.
- KOSIBA P., MRÓZ L., SAROSIEK J. 1991. Ocena warunków siedliskowych wstępnym zadaniem w czynnej ochronie gatunkowej roślin. Prądnik. Prace Muzeum Szafera 3: 23-29.
- LUBOWICKA H. 1984. Kosańce. PWRiL, Warszawa.
- MARCZONEK A., SAROSIEK J., STASZEWSKA E. 1995. Ekologiczna charakterystyka populacji wybranych gatunków storczyków z Siedmicy w Górach Kaczawskich i warunków ich występowania, [w:] Acta Universitatis Wratislaviensis No 1717, Prace Botaniczne 63: 5 – 31.

- MATUSZKIEWICZ W. 1982. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN, Warszawa.
- MICHALIK S. 1974. Wyżyna Krakowso-Wieluńska. Państwowe Wydawnictwo Wiedza Powszechna: 81, 181, Warszawa. [za:] Wilga M.S. 1998. Stanowisko kosańca syberyjskiego w Trójmiejskim Parku Krajobrazowym. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzną* 54(5):91-94.
- NIEWIADOMA J. 1997. Opracowanie florystyczne Projektowanego Użytku Ekologicznego Ua. Jawor, maszynopis.
- NOWAK T., BERNACKI L. 1992. Projekt użytku ekologicznego "Przemiaraki" w Dąbrowie Górniczej – Tucznawie (Wyżyna Śląska) dla ochrony stanowiska pełnika europejskiego *Trollius europaeus* L. i kosańca syberyjskiego *Iris sibirica* L. Kształtowanie środowiska geograficznego i ochrona przyrody na obszarach uprzemysłowionych i zurbanizowanych 7: 26-32.
- OLACZEK O., TRANDA E. 1990. Z biegiem Pilicy. Państwowe Wydawnictwo Wiedza Powszechna: 104, 128, 241, Warszawa. [za:] Wilga M.S. 1998. Stanowisko kosańca syberyjskiego w Trójmiejskim Parku Krajobrazowym. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzną* 54(5):91-94.
- PIĘKOŚ-MIRKOWA H., MIREK Z. 2003. Atlas roślin chronionych. Multico Oficyna Wydawnicza, Warszawa
- ROMBEL A. 2002. Charakterystyka populacji kosańca syberyjskiego *Iris sibirica* L. na Łąkach Muchowskich. Maszynopis. Uniwersytet Opolski. Opole
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11.09.2001r. w sprawie określenia listy gatunków rodzimych dziko występujących objętych ochroną gatunkową ścisłą i częściową oraz zakazów właściwych dla tych gatunków i odstępstw od tych zakazów. Dz. U. Nr 106, poz. 1167.
- RUDECKI A., SPOREK K. 1995. Ekologiczna charakterystyka populacji *Dactylorhiza majalis* (Rchb.) Hunt et Summerh. w Hutyrowej w Żywieckim Parku Krajobrazowym, [w:] *Acta Universitatis Wratislaviensis* No 1717, Prace Botaniczne 63: 33 – 43.
- SAWICKI F. 1982. Elementy statystyki dla lekarzy. Państwowy Zakład Wydawnictw Lekarskich, Warszawa.
- STAŃKO – BRÓDKOWA B. 1989. Struktura, stabilność i degradacja zbiorowisk roślinnych łąk i pastwisk. Wydawnictwo SGGW – AR, Warszawa.
- SYMONIDES E. 1974. Grupowe właściwości populacji roślin wyższych, [w:] *Wiadomości Ekologiczne*, vol. 20, s.337 – 355, [za:] Marczonek A., Sarosiek J., Staszewska E. 1995. Ekologiczna charakterystyka populacji wybranych gatunków storczyków z Siedmicy w Górach Kaczawskich i warunków ich występowania, [w:] *Acta Universitatis Wratislaviensis* No 1717, Prace Botaniczne 63: 5 – 31.
- SZAFER W., KULCZYŃSKI S., PAWŁOWSKI B. 1986. Rośliny polskie. PWN. Warszawa [za:] Barabasz B. 1997. Nowe stanowisko kosańca syberyjskiego *Iris sibirica* L. na łąkach północnej części Puszczy Niepołomnickiej. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzną* 53(6): 85-86.
- WILGA M. S. 1998. Stanowisko kosańca syberyjskiego w Trójmiejskim Parku Krajobrazowym. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzną* 54(5):91-94.

- Wyrys z mapy ewidencyjnej w skali 1:5000, Wojewódzkie Biuro Geodezji i Terenów Rolnych w Legnicy, Rejonowy Oddział w Jaworze, Jawor 1998.
- ZAJĄC A. 1978. Założenia metodyczne - Atlasu rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. *Wiadomości Botaniczne*, 22 (3): 145-155.
- ZAJĄC A., ZAJĄC M. 1997. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych chronionych w Polsce. Nakł. Prac chronologii Komp. Inst. Bot. UJ, Kraków.
- ZARZYCKI K., SZELĄG Z. 1992. Czerwona lista roślin naczyniowych zagrożonych w Polsce, [w:] *Lista roślin zagrożonych w Polsce* (red. Zarzycki K., Wojewoda W., Heinrich Z.). Wyd. 2, Inst. Bot. im W. Szafera, PAN, Kraków, [za:] Wilga Marcin St. 1998. Stanowisko kosańca syberyjskiego w Trójmiejskim Parku Krajobrazowym. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzn* 54 (5): 91-94.
- ŻUK B. 1989. *Biometria stosowana*. PWN, Warszawa.

RÓŻANECZNIK ŻÓŁTY –*RHODODENDRON LUTEUM* SWEET NA SZCZELIŃCU WIELKIM.

YELLOW RHODODENDRON - *RHODODENDRON LUTEUM* SWEET ON THE SZCZELINIEC WIELKI MOUNTAIN

ZBIGNIEW GOŁĄB¹, ZYGMUNT KOZŁOWSKI²

¹ Park Narodowy Gór Stołowych, 57-350 Kudowa Zdrój, ul. Słoneczna 31.

² 57-330 Szczytna, ul. Słoneczna 50.

Streszczenie. Latem 2003 r. odnaleziono na Szczelińcu Wielkim stanowisko różanecznika żółtego *Rhododendron luteum*. Został on tutaj sztucznie wprowadzony podobnie jak spotykana na wierzchowinie Szczelińca limba *Pinus cembra*.

Abstract. The locality of yellow rhododendron *Rhododendron luteum* was found on the top of Szczeliniec Wielki Mountain in summer 2003. This species was artificially introduced as just as the stone pine *Pinus cembra* growing on this mountain.

W 2003 roku, w lecie odnaleziono na wierzchowinie Szczelińca Wielkiego stanowisko różanecznika żółtego. Gatunek ten jest w Polsce skrajnie zagrożony (kategoria zagrożenia CR) i umieszczony w polskiej czerwonej księdze roślin (Kaźmierczakowa, Zarzycki 2002) i na czerwonej liście roślin zagrożonych w Polsce (Zarzycki, Szelağ 1992). W naszym kraju, na naturalnym stanowisku rośnie jedynie w Kołaczni koło Leżajska, a jego wyspowe zasięgi znajdują się w rejonie Kaukazu, Azji Mniejszej oraz najbliższej granic Polski na Wołyniu. (Zajac, Zajac 1997). Najbardziej wysunięte na zachód stanowiska tej rośliny odnotowane są w Europie w Alpach Wschodnich (Sychowa 1962, Kaźmierczakowa, Zarzycki 2002)

Na Szczelińcu Wielkim różanecznik żółty rośnie na wysokości 900 m n.p.m. Zajmuje on niewielką nieckę o powierzchni ok. 30 m², otoczoną przez bloki górnokredowego piaskowca ciosowego, budującego wierzchowinową partię masywu. Wytworzona z tych skał gleba o miąższości do 40 cm jest słabo wykształcona i posiada uziarnienie piasków luźnych, a jej odczyn jest kwaśny (Kabała et al. 2002). We wspomnianej, osłoniętej przed wiatrami przez skalne bloki, dobrze nasłonecznionej kotlince rośnie kilkanaście starszych i młodszych krzewów różanecznika (dokładna ocena ich ilości jest utrudniona ze względu na duże zwarcie zarośli). Wiek najstarszych pędów roślin obliczony na podstawie ilości przyrostów rocznych można oszacować na około 50 lat. Wysokość roślin nie przekracza 3 m. Krzewy zakwitają obficie, owocują normalnie i rozmnażają się wegetatywnie.

Stanowisko znajduje się we fragmencie boru świerkowego naturalnego pochodzenia z dużym udziałem brzoź porastającego najwyższe partie Szczelińca Wielkiego najbardziej zbliżonego pod względem fitosocjologicznym do *Plagiothecio-Piceetum hercynicum* (Pender 1996, Świerkosz 1998). W obrębie stanowiska występuje brzoza karpacka *Betula carpatica*, brzoza brodawkowata *Betula pendula* i jarzab pospolity *Sorbus aucuparia*. W najbliższym otoczeniu oprócz już wymienionych drzew

występuje kilka starych żywych i zamierających świerków. Na otaczających nieckę piaskowcowych blokach pokryty niewielką warstwą gleby w runie spotyka się głównie borówkę brusznicę *Vaccinium vitis-idea*, rzadziej borówkę czernicę *Vaccinium myrtillus*.

Stanowisko różanecznika złotego nie jest niestety naturalne. Według informacji ustnych, zdobytych od J. Hrynkiewicza z Uniwersytetu Wrocławskiego i leśniczego lasów komunalnych Łądek Zdrój p. Pachla rośliny zostały posadzone na Szczelincu w 1956 roku przez nieżyjącego już M. Wilczkiewicza, jednego z twórców arboretum w Łądku Zdroju. Materiał nasienny był przywieziony z naturalnego stanowiska w Kołacznicy, a sadzonki wyhodowano w szkółce w Romanowie położonej w Krowiarkach na Ziemi Kłodzkiej. Przy okazji warto wspomnieć, że już dawno próbowano "upiększać" Szczeliniec wprowadzając obce dla jego flory gatunki. Jak opisuje Franz Pabel (1857) najbardziej znany w historii tej góry przewodnik i strażnik, w latach dwudziestych XIX w. założono w pobliżu dzisiejszego schroniska PTTK ogródek botaniczny. Obecnie, jak wykazały dokładne poszukiwania nie pozostały po nim, żadne ślady. Dziś oprócz opisanego różanecznika złotego obcym dla flory Szczelinca gatunkiem jest także limba *Pinus cembra* sztucznie wprowadzona tutaj również z inicjatywy M. Wilczkiewicza w 1962 roku. Z posadzonych tu wtedy 100 sztuk aktualnie rośnie i rozwija się, co najmniej kilkanaście egzemplarzy.

LITERATURA

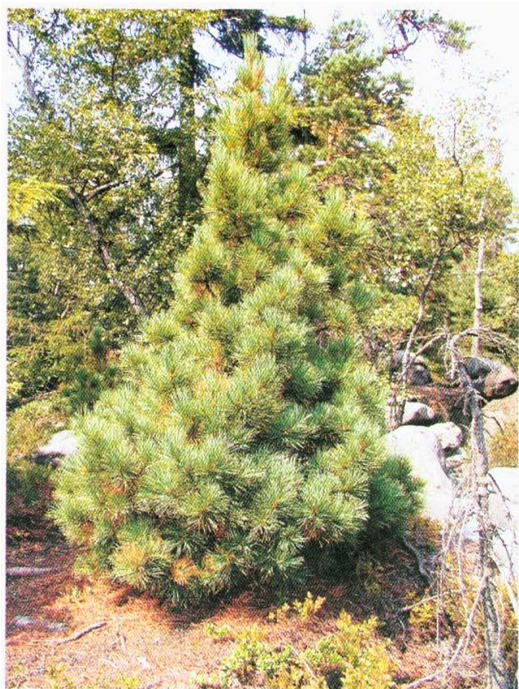
- KABAŁA C., SZERSZEŃ L., WICIK B. 2002. Geneza, właściwości i systematyka gleb Parku Narodowego Gór Stołowych, Wydawnictwo Parku Narodowego Gór Stołowych Szczeliniec 6: 21-94.
- KAŹMIERCZAKOWA R., ZARZYCKI K. (red.) 2001. Polska czerwona księga roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Instytut Botaniki im. W. Szafera, PAN. Kraków.
- PABEL F., 1857. Kurze Geschichte der Bekanntwerdung und Anlagen- Einrichtung der Heuscheuer. Mitgeteilt von Heuscheuerführer Schulzen Franz Pabel, Landeshut.
- PENDER K. 1966. Roślinność Gór Stołowych. "Szczeliniec". Materiały z Sympozjum "Środowisko Przyrodnicze Parku Narodowego Gór Stołowych". Kudowa Zdrój 11-13.10.1996. : 103 -109.
- SYCHOWA M. 1962. Rozmieszczenie różanecznika złotego w świetle najnowszych badań. Wiad. Bot. 6 (1): 73-75.
- ŚWIERKOSZ K. 1998. Analiza geobotaniczna Gór Stołowych. Praca doktorska, Instytut Botaniki UW, Wrocław, maszynopis.
- ZAJĄC A., ZAJĄC M. (red.). 1997. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych chronionych w Polsce. Nakładem Pracowni Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków.
- ZARZYCKI K., SZELĄG Z. 1992. Czerwona lista roślin naczyniowych zagrożonych w Polsce. W: Zarzycki K., Wojewoda W., Heinrich Z. (red.) Lista roślin zagrożonych w Polsce wyd.2: 87 -98.



Stanowisko rododendrona żółtego na Szczelińcu Wielkim (Fot. K. Baldy)



Kwiaty rododendrona żółtego z Szczelińca Wielkiego (Fot. K. Baldy)



Limba na Szczelińcu Wielkim
(Fot. T. Kandefer)



Kitnący krzew rododendrona żółtego
na Szczelińcu Wielkim (Fot. K. Baldy)



Trnkława w Ostrej Górze (Fot. J. Chatys)

SPIS TREŚCI

1. Jaromír Demek, Jiří Kopecký PÍSKOVCOVÝ GEORELIÉF BROUMOVSKÝCH STĚN	str.	3
2. Monika Sporek ODCZYN OPADÓW PODOKAPOWYCH NA PRZYKŁADZIE ZIELEŃCA I CHOCIESZOWA	str.	11
3. Kazimierz Sporek ROLA BIOINDYKACJNA ŚWIERKA (<i>Picea abies</i>) W OCENIE ZAGROŻEŃ EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH.....	str.	21
4. Agnieszka Benedyktowicz – Bek, Kazimierz Sporek WPŁYW OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH NA PRZYROST ELONGACYJNY ŚWIERKA POSPOLITEGO (<i>PICEA ABIES</i>) W PARKU NARODOWYM GÓR STOŁOWYCH.....	str.	29
5. Iwona Bemnowicz, Piotr Jadczyk SKUTKI DŁUGOTRWAŁEGO ODDZIAŁYWANIA KWAŚNYCH IMISJI PRZEMYSŁOWYCH NA EKOSYSTEMY LEŚNE SUDETÓW.....	str.	37
6. Monika Sporek, Agnieszka Rombel EKOLOGICZNA CHARAKTERYSTYKA POPULACJI <i>IRIS SIBIRICA</i> L. ŁĄK MUCHOWSKICH NA POGÓRZU KACZAWSKIM.....	str.	55
7. Zbigniew Gołąb, Zygmunt Kozłowski RÓŻANECZNIK ŻÓŁTY– <i>RHODODENDRON LUTEUM SWEET</i> NA SZCZELIŃCU WIELKIM.....	str.	67

Wskazówki dla autorów

“Szczeliniec” jest rocznikiem naukowym wydawanym przez Park Narodowy Gór Stołowych. Profil czasopisma obejmuje tematykę związaną z obszarami piaskowcowymi kredy basenu czeskiego, ich geologię, geomorfologię, tektonikę, warunki glebowe, botanikę, zoologię i szeroko rozumianą ekologię. W “Szczelińcu” można publikować także prace związane z ochroną środowiska, archeologią, etnografią i zagospodarowaniem przestrzennym wymienionych terenów. Artykuły są recenzjowane.

Prace należy nadsyłać w formie plików komputerowych - najlepiej w programie WINWORD. Objętość prac nie powinna przekraczać 25 stron tekstu z odstępem 1.5, przy wielkości czcionki 12. Przyjmowane będą prace w języku polskim, angielskim, czeskim i niemieckim. Rysunki kreskowe przysyłać można w postaci plików komputerowych (np. w programie EXCEL w formie TIFF.), w formach graficznych do programów użytkowych, lub wykonane tuszem na kalce technicznej. Wielkość map i podkładów kartograficznych nie powinna przekraczać formatu A-3. Zdjęcia - czarno-białe i kolorowe nadsyłać należy w postaci dobrej jakości błyszczących odbitek lub diapozytywów. Preferuje się diapozytywy w formatach 6 x 6 cm lub większych. W nagłówkowej części pracy wymienić należy: imię i nazwisko autora (autorów), tytuł pracy w języku polskim i angielskim, skrócony tytuł pracy (żywa pagina), adres instytucji (ewentualnie także adres internetowy). Streszczenie artykułu należy podać również w języku angielskim. Cytując literaturę w tekście należy podać w nawiasie nazwisko autora i rok wydania pracy.

Na końcu pracy, pod tytułem “literatura”, należy umieścić ułożony alfabetycznie (wg nazwisk autorów) spis pozycji cytowanego piśmiennictwa. W ich opisie bibliograficznym należy uwzględnić w kolejności: nazwisko autora lub autorów z inicjałami imion, rok wydania, po kropce tytuł artykułu, książki lub opracowania, po kropce tytuł czasopisma lub serii wydawniczej. W przypadku książek po tytule należy podać wydawcę i miejsce wydania, a dla czasopism i serii wydawniczych numer rocznika, tomu lub woluminu i po dwukropku numerację stron cytowanych artykułów.

Materiały prosimy nadsyłać na adres :

Park Narodowy Gór Stołowych, ul. Słoneczna 31,
57-350 Kudowa Zdrój

z dopiskiem na kopercie “Szczeliniec”

ISSN 1427-6712

