

POLITECHNIKA WROCLAWSKA  
Wydział Inżynierii Środowiska  
Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska

**Marta Czekaj**

**Retrospektywna analiza  
parametrów jakości środowiska  
wybranego obszaru**

Praca doktorska wykonana  
pod kierunkiem  
prof. dr hab. inż. Tomasza T. Sucheckiego

Wrocław, kwiecień 2009

*Dziękuję mojemu promotorowi prof.  
dr hab. inż. Tomaszowi T. Sucheckiemu za  
poświęcony czas, oraz uwagi i spostrzeżenia  
w trakcie powstawania niniejszej pracy oraz  
wszystkim, którzy okazali mi pomoc i  
życzliwość podczas jej przygotowywania.  
Szczególne podziękowania pragnę złożyć  
również moim rodzicom*

## Spis treści

Streszczenie.....	5
Wykaz ważniejszych skrótów .....	7
Wykaz symboli i indeksów .....	9
1. Wstęp.....	11
2. Przegląd indeksów jakości środowiska.....	19
2.1. Indeksy jakości poszczególnych elementów środowiska.....	19
2.1.1. Powietrze atmosferyczne.....	19
2.1.2. Wody powierzchniowe.....	25
2.1.3. Gleba .....	29
2.2. Indeksy jakości środowiska.....	31
2.3. Indeksy zrównoważonego rozwoju.....	35
2.4. Modyfikowanie indeksów .....	40
3. Cel pracy .....	44
4. Opracowanie Indeksu Jakości Środowiska (IJS) i skali jakości .....	45
5. Retrospektywna analiza środowiska powiatu suskiego .....	52
5.1. Charakterystyka obszaru .....	52
5.2. Analiza systemu monitoringu środowiska .....	54
5.3. Ocena stanu środowiska wg indeksu podstawowego.....	57
5.2. Ocena stanu środowiska wg indeksu uzupełniającego.....	67
6. Dyskusja.....	73
6.1. Część teoretyczna.....	73
6.1.2. Porównanie IJS z innymi indeksami .....	73
6.1.2. Metodyka modyfikacji IJS .....	79
6.1.3. Praktyczne zastosowanie IJS.....	82
6.2. Część praktyczna.....	86
6.2.1. Stan środowiska naturalnego.....	86
6.2.2. Stan wód powierzchniowych .....	87
6.2.3. Stan powietrza atmosferycznego.....	98
7. Wnioski .....	105
7.1. Część teoretyczna.....	105
7.2. Część praktyczna.....	106
8. Podsumowanie .....	108

9.	Spis literatury .....	112
10.	Wykaz własnych publikacji .....	125

## Streszczenie

Odkąd w 1991 roku powstał Państwowy Monitoring Środowiska istnieje problem interpretacji uzyskanych wyników i oceny stanu zarówno całego środowiska, jak i poszczególnych jego elementów, na ich podstawie. Ciekawym sposobem, który można w tym celu wykorzystać, jest analiza matematyczna oparta na indeksach jakości środowiska. Dokonano szczegółowego przeglądu doniesień literaturowych na ten temat. Okazało się, iż do tej pory nie został opracowany uniwersalny model, który można wykorzystać zarówno w skali globalnej, jak i lokalnej. Szereg czynników powoduje, iż zastosowanie niektórych indeksów jest niemożliwe, a inne należy dostosować do warunków lokalnych wybranego obszaru.

Na podstawie zmodyfikowanej formy indeksu oceniającego zrównoważony rozwój – Composite Index of Sustainable Development (ICSD) – opracowano Indeks Jakości Środowiska. Model ten może być zastosowany do oceny stanu środowiska w oparciu o dane pochodzące z monitoringu środowiska. Zaproponowano dwie formy indeksu: podstawową (*EQIG*) i uzupełniającą (*EQIT*). Pierwsza służy do ogólnej oceny stanu środowiska i może być zastosowana bezpośrednio do każdego obszaru, co nadaje mu walory uniwersalności. Druga forma indeksu uwzględnia warunki naturalne, gospodarcze, prawne lub inne, które występują w analizowanym obszarze. W związku z tym, przed zastosowaniem indeksu uzupełniającego należy zawsze dostosować do warunków lokalnych. Indeksy oblicza się sekwencyjnie – w pierwszej kolejności podstawowy, a następnie uzupełniający, jeżeli istnieje taka konieczność.

Ocena stanu środowiska na podstawie IJS składa się z ocen cząstkowych – podindeksów (*SI*), przedstawiających jakość poszczególnych elementów środowiska. Określony został sposób wyboru parametrów jakości środowiska (*i*). Normalizację parametrów przeprowadza się z uwzględnieniem wartości dopuszczalnych ustalonych dla poszczególnych parametrów jakości środowiska (*V<sub>A</sub>*). Zrezygnowano natomiast z uwzględniania wartości minimalnych (*I<sub>A,min</sub>*) i maksymalnych (*I<sub>A,max</sub>*) zmierzonych w danym czasie (*t*). Wprowadzono zmiany w równaniach, na podstawie których obliczane są poszczególne podindeksy (*SI*) i indeks (*EQI*).

Dzięki wprowadzonym modyfikacjom możliwe było opracowanie także skali jakości środowiska, która jest podzielona na siedem klas. Dodatkowo wprowadzono pojęcia i definicje, które umożliwiają dokładniejszą interpretację uzyskanych wyników i weryfikację lokalnych systemów monitoringu.

W pracy przedstawiono również analizę wad i zalet opracowanego indeksu w stosunku do ICSD oraz innych indeksów, służących do oceny stanu środowiska. Omówiono możliwość

zastosowania IJS w celach praktycznych oraz sposób modyfikacji ze względu na warunki lokalne.

Na podstawie IJS przeprowadzono retrospektywną analizę parametrów jakości środowiska wybranego obszaru – powiatu suskiego (województwo małopolskie) – w latach 2000-2006. Analiza wykazała, iż stan środowiska wahał się między poziomem bardzo dobrym, a zadawalającym w badanym okresie. Jakość środowiska miała tendencję do pogarszania się. Prognozuje się, iż już w roku 2020 może nastąpić spadek jakości do poziomu dostatecznego ( $EQIG$ ). W wyniku oddziaływania warunków naturalnych występujących w powiecie suskim proces ten może się opóźnić do roku 2044. Czynnikiem determinującym stan środowiska było powietrze atmosferyczne.

Analiza parametrów jakości wód powierzchniowych monitorowanych w powiecie suskim wykazała, iż przez cały analizowany okres ich stan znajduje się na poziomie bardzo dobrym i ma tendencję do poprawy w przyszłości. Parametrami, które powinny być objęte monitoringiem rozszerzonym (większa częstotliwość wykonywanych pomiarów lub więcej punktów pomiarowych) są zawiesina ogólna, odczyn (pH), BZT5, selen, chrom ogólny i liczba bakterii coli typu fekalnego. Dodatkowo wskazano inne parametry (tlen rozpuszczony, rtęć, jony amonowe, azot ogólny Kjeldahla, azotany i fosforany), które również wymagają większej uwagi ze względu na niekorzystne warunki naturalne występujące w powiecie suskim.

Analiza parametrów powietrza atmosferycznego monitorowanych w powiecie suskim wykazała, iż jego jakość uległa pogorszeniu ze stanu zadawalającego do dostatecznego i ma tendencję do dalszego spadku w przyszłości. Okazało się, iż wszystkie parametry powietrza atmosferycznego powinny być objęte monitoringiem rozszerzonym.

Głównym źródłem zanieczyszczenia środowiska w powiecie suskim w analizowanym okresie był sektor energetyczny, który wpływał negatywnie zarówno na jakość wód powierzchniowych (wysokie stężenie selenu, rtęci i zawiesiny ogólnej) oraz powietrza atmosferycznego (wysokie stężenia dwutlenku siarki, dwutlenku azotu i pyłu zawieszzonego). Dodatkowo istotny wpływ na jakość powietrza atmosferycznego miał transport samochodowy, który był głównym źródłem emisji benzenu. Niekorzystnie na jakość wód powierzchniowych wpływało garbarstwo (źródło chromu ogólnego), rolnictwo ze względu na ukształtowanie terenu (źródło czynników biogenych, selenu, tlenu rozpuszczonego i BZT5) oraz przede wszystkim wprowadzanie ścieków komunalnych oczyszczonych w niecałkowitym stopniu (BZT5, pH, liczba bakterii z grupy coli typu fekalnego, zawiesina ogólna i tlen rozpuszczony).

## Wykaz ważniejszych skrótów

A	– pomiar automatyczny
AHP	– Analytical Hierarchy Process
API	– Air Pollution Index
AQI	– Air Quality Index
ARMAAG	– Agencja Regionalnego Monitoringu Atmosfery Aglomeracji Gdańskiej
bd	– brak danych
CDT	– California Department of Transportation, USA
EI	– Exergy Index
Ep	– Environmental Protection Index
EPA	– Environmental Protection Agency, USA
EPI	– Environmental Performance Index
ESI	– Environmental Sustainability Index
FBI	– Family-level Biotic Index
Gd	– region gdański
GI	– Genus Index
GUS	– Główny Urząd Statystyczny
IBI	– Index of Biotic Integrity
Icsd	– Composite Index of Sustainable Development
IJP	– Indeks Jakości Powietrza
IJŚ	– Indeks Jakości Środowiska
IMECA	– Metropolitan Air Quality Index
INE	– Instituto Nacional de Ecologia, Meksyk
IO	– Indeks Ozonowy
IOJP	– Indeks Ogólny Jakości Powietrza
ISC	– Index of Stream Condition
ISQ	– Index of Soil Quality
LCA	– Analiza Cyklu Życia
M-24	– 24-godzinny pomiar metodą manualną
MSPI	– Marine Sediment Pollution Index
NERI	– National Environmental Research Institute, Dania
OSCAR	– Air Quality Modelling System
OSPM	– Operational Street Pollution Model

P	– metoda pasywna
PI	– Pollution Index
PIOŚ	– Powiatowy Inspektorat Ochrony Środowiska w Suchej Beskidzkiej
PMŚ	– Państwowy Monitoring Środowiska
POŚrPS	– Program Ochrony Środowiska Powiatu Suskiego na lata
PPMŚ	– Program Państwowego Monitoringu Środowiska
PRE	– Eco-indicator 99
PS	– powiat suski
PSI	– Pollution Standard Index
RAQI	– Revised Air Quality Index
RAQI	– Revised Air Quality Index
SB	– powiat Sucha Beskidzka
SD	– Sustainable Development
SF	– Statistics Finland – Index of Environmental Friendliness
SPI	– Sustainability Process Index
TSI	– Taipei Sustainability Index
UNESCO	– Organizacja Narodów Zjednoczonych do Spraw Nauki, Kultury i Oświaty
UPI	– Urban Pollution Index
WEF	– World Economic Forum
WHO	– Światowa Organizacja Zdrowia
WIOŚ	– Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie



## Wykaz symboli i indeksów

$A_E$	– zużycie energii
$A_I$	– zużycie masy i energii do zbudowania instalacji, niezbędnej do przeprowadzenia procesu
$A_P$	– powierzchnia ziemi zużyta do magazynowania produktów, odpadów technologicznych i emisji zanieczyszczeń
$A_R$	– zużycie surowców naturalnych
$A_{ST}$	– powierzchnię laboratoriów i innych dodatkowych pomieszczeń
$A_{tot}$	– przepływ masy i energii w trakcie procesu
$BP$	– stężenie zanieczyszczenia $i$ , które jest wyższe lub równe wartości $Cp_i$
$Cp$	– średnie dzienne stężenie zanieczyszczenia $i$
$Ep$	– Environmental Protection Index
$EPI$	– Environmental Performance Index
$EQI$	– Indeks Jakości Środowiska
$EQI_G$	– Indeks podstawowy Indeksu Jakości Środowiska
$EQI_T$	– indeks uzupełniający Indeksu Jakości Środowiska
$G$	– współczynnik ryzyka parametru $i$ dla zdrowia ludzkiego i środowiska
$I$	– wartość parametru $i$
$I_A$	– wartość rzeczywista parametru $i$ zmierzona w czasie $t$
$I_{CSD}$	– Composite Index of Sustainable Development
$I_N$	– wartość znormalizowana parametru $i$
$I_S$	– podindeks Composite Index of Sustainable Development
$ISQ$	– Index of Soil Quality
$L$	– wpływ procesu na środowisko w sektorze K
$N$	– wartość znormalizowana parametru $i$
$P$	– wielkość emisji parametru $i$
$PI$	– Pollution Index obliczony dla wartości BP
$QC_{identified}$	– wartość rzeczywista parametru $i$ gleby
$QC_{required}$	– wartość zalecana parametru $i$ gleby
$QD$	– różnica między $QC_{identified}$ , a $QC_{required}$
$S$	– powierzchnia obszaru
$SI$	– podindeks Indeksu Jakości Środowiska
$T$	– wartość docelowa parametru $i$

$Te$	– czas oddziaływania parametru $i$
$TSI$	– Taipei Sustainability Index
$UPI$	– Urban Pollution Index
$V_A$	– wartość dopuszczalna parametru $i$
$W$	– obliczona waga
$WIN$	– wartość graniczna parametru $i$ zmierzona w czasie $t$
$W_s$	– współczynnik obliczany dla punktu pomiaru $s$
$Y$	– indeks zanieczyszczenia $E_p$
$i$	– parametr środowiska
$j$	– grupa parametrów $i$
$m$	– liczba punktów pomiaru
$max$	– wartość maksymalna zmierzona w czasie $t$
$min$	– wartość minimalna zmierzona w czasie $t$
$n$	– liczba parametrów $i$
$s$	– punkt pomiaru zanieczyszczenia $i$
$t$	– czas
$u$	– obszar zurbanizowany

## 1. Wstęp

Państwowy Monitoring Środowiska (PMŚ) został utworzony w 1991 w celu zapewnienia wiarygodnych informacji na temat środowiska (Dz. U. 1991 nr 77 poz. 335). Jego ustawowym celem jest ocena stanu środowiska, identyfikacja źródeł zanieczyszczeń oraz opracowanie strategii chroniących środowisko. Wiarygodność danych pomiarowych dostosowanych przez różnego rodzaju systemy monitoringu powinna być bardzo wysoka. Dane te wykorzystywane są wielokrotnie do celów profilaktycznych i naukowych (Czekaj i Suchecki, 2006).

Zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego wpływają wprost na zdrowie ludzkie oraz gospodarkę. W Polsce normy dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń w powietrzu określa rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 8 marca 2008 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. 2008 nr 47 poz. 281). Zgodnie z tym rozporządzeniem wyróżnione zostały dopuszczalne stężenia poszczególnych substancji w powietrzu ze względu na ochronę zdrowia ludzkiego (tabela 1.1) oraz roślin w zależności od okresu uśredniania wyników pomiarów (załącznik 1).

Zgodnie z założeniami PMŚ następujące parametry powinny być mierzone w sposób ciągły: dwutlenek siarki ( $\text{SO}_2$ ), dwutlenek azotu ( $\text{NO}_2$ ), tlenki azotu ( $\text{NO}_x$ ), ozon ( $\text{O}_3$ ), pył zawieszony o średnicy  $10\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) i pył zawieszony o średnicy  $2,5\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2,5}$ ), ołów (Pb), benzen ( $\text{C}_6\text{H}_6$ ), i tlenek węgla (CO), oraz od roku 2007 powinny być wykonywane dodatkowo pomiary stężeń arsenu (As), kadmu (Cd), niklu (Ni) i benzo(a)piranu. Dodatkowo w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 5 grudnia 2002 r. (Dz. U. 2003 r. Nr 1, poz.12), które obowiązuje obok rozporządzenia w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. 2008 nr 47 poz. 281), wymienionych jest również ponad 160 innych substancji wraz z uśrednionymi wartościami odniesienia dla różnych okresów (tabela 1.2).

Wiele pomiarów stężeń tych zanieczyszczeń w powietrzu wykonywanych jest przez automatyczne stacje pomiarowe. Jednak wciąż do pomiarów wykorzystywane są również metody pasywne ze względu na brak stacji automatycznych. Należy zauważyć, iż nie zawsze wszystkie ww. zanieczyszczenia są monitorowane we wszystkich miejscach w Polsce (Czekaj i Suchecki 2006, 2007 i 2008b).

Tab. 1.1. Dopuszczalne poziomy substancji w powietrzu ze względu na ochronę zdrowia ludzkiego wg załącznika 1 z rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 3 marca 2008 r. (Dz. U. 2008 nr 47 poz. 281)

Zanieczyszczenie	Dopuszczalne stężenie ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Okres uśredniania wyników
SO <sub>2</sub>	350	1 h
	125	24 h
	20	Rok kalendarzowy
NO <sub>2</sub>	200	1 h
	40	Rok kalendarzowy
CO	10 000	8 h
O <sub>3</sub>	120	8 h
C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	5	Rok kalendarzowy
PM <sub>10</sub>	50	24 h
	40	Rok kalendarzowy
Pb	0,5	Rok kalendarzowy

Tab. 1.2. Wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu dla terenu kraju, oznaczenie numeryczne tych substancji oraz okresy, dla których uśrednione są wartości odniesienia, z wyłączeniem obszarów parków narodowych i obszarów ochrony uzdrowiskowej (Dz. U. 2003 r. Nr 1, poz.12)

Lp.	Nazwa substancji (dla niektórych substancji podano w nawiasach ich nazwy zwyczajowe)	Oznaczenie numeryczne substancji (numer CAS) <sup>a)</sup>	Wartości odniesienia w mikrogramach na metr sześcienny ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) uśrednione dla okresu	
			1 godziny	roku kalendarzowego
1.	Acetaldehyd (aldehyd octowy)	75-07-0	20	2,5
2.	Aceton	67-64-1	350	30
3.	Acetonitryl	75-05-8	20	2,5
4.	Akrylaldehyd (akroleina)	107-02-8	10	0,9
5.	Akrylonitryl	107-13-1	5	0,5
6.	Alkohol furfurylowy	98-00-0	100	13
7.	2-Aminoetanol (etanoloamina)	141-43-5	30	1,6
8.	3,6-diazaoktano-1,8-diamina (trójetylenoczteroamina)	112-24-3	20	2,5
9.	Amoniak	7664-41-7	400	50
10.	Anilina	62-53-3	50	10
11.	Antymon <sup>b)</sup>	7440-36-0	23	2
12.	Arsan (arsenowodór)	7784-42-1	5	0,4
13.	Arsen <sup>b)</sup>	7440-38-2	0,2	0,01
14.	Azbest (włókna/ $\text{m}^3$ )	1332-21-4	2350	250
15.	Bar <sup>b)</sup>	7440-39-3	30	1,6
16.	Benzen	71-43-2	30	5
17.	Benzo[ <i>a</i> ]piren	50-32-8	0,012	0,001
18.	Beryl <sup>b)</sup>	7440-41-7	0,12	0,001
19.	Bezwodnik octowy (bezwodnik kwasu octowego)	108-24-7	100	8,7
20.	Bizmut <sup>b)</sup>	7440-69-9	50	1,2
21.	Bor <sup>b)</sup>	7440-42-8	2	0,25
22.	Brom – pary	7726-95-6	20	2,5
23.	Bromoetan (bromek etylu)	74-96-4	20	1,7
24.	Bromometan (bromek metylu)	74-83-9	20	1,7
25.	Bromoocetan etylu	105-36-2	10	0,9
26.	Bromowodór	10035-10-6	30	1,6
27.	Butan-1-ol (alkohol butylowy)	71-36-3	300	26
28.	Butan-2-on (metyloetyloketon)	78-93-3	300	26
29.	Butyloamina	109-73-9	200	2,5
30.	Cer <sup>b)</sup>	7440-45-1	3	0,16
31.	Chlor	7782-50-5	100	7
32.	Chlorek benzoilu	98-88-4	50	10
33.	Chlorobenzen	108-90-7	100	8,7
34.	2-Chlorobuta-1,3-dien (chloropren)	126-99-8	100	8,7
35.	1-Chloro-2,3-epoksypropan (epichlorohydryna)	106-89-8	10	0,76
36.	Chlorofenol <sup>b)</sup>	25167-80-0	20	2,5
37.	Chloro(fenylo)metan (chlorek benzylu)	100-44-7	10	0,9

Wody powierzchniowe są również objęte PMŚ. W rozporządzeniu Ministra Środowiska z 27 listopada 2002 roku (Dz. U. 2002 nr 204 poz. 1728) zostały ustalone trzy kategorie jakości wód powierzchniowych, które są przeznaczone do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia. Kategorię A1 uzyskują zbiorniki i ciekі wodne, których jakość jest wysoka. Wymagają one jedynie prostego uzdatniania fizycznego, które polega głównie na filtracji i dezynfekcji. Wody powierzchniowe o gorszej jakości, niż wody o kategorii A1, zaliczane są do kategorii A2. Wymagają one dodatkowo uzdatniania chemicznego, do którego zalicza się wstępne utlenianie, koagulację, flokulację i dekantację. Kategorię A3 uzyskują wody o najgorszej jakości, które jednak wciąż mogą być wykorzystane do zaopatrzenia ludności w wodę pitną. Wymagają one jednak wysokosprawnego uzdatniania fizycznego i chemicznego. Oprócz procesów, którym poddawane są wody kategorii A1 i A2, wody te przechodzą proces adsorpcji na węglu aktywnym. Poszczególne kategorie wyznaczane są na podstawie zalecanych i dopuszczalnych stężeń poszczególnych substancji w wodach powierzchniowych, które są opisane w załączniku nr 1 do rozporządzenia (tabela 1.3). W sumie monitorowane są czterdzieści cztery parametry jakości wód powierzchniowych, które można zaliczyć do trzech grup wskaźników:

- Fizyczne – temperatura, przewodność elektryczna, barwa i zapach, i in.,
- Chemiczne – metale ciężkie (np. kadm, ołów, rtęć), czynniki eutrofizacji (np. fosforany, azotany, amoniak, azot Kjeldahla), biochemiczne i chemiczne zapotrzebowanie na tlen, węglowodory aromatyczne, pestycydy, i in.,
- Bakteriologiczne – bakterie z grupy *coli* i z grupy *coli* typu kałowego, paciorkowce kałowe, bakterie z rodzaju *Salmonella* i in.

Parametr jakości wody, który osiąga najgorsze wyniki w określonym czasie, determinuje przynależność wód do danej kategorii, czyli jakość wody w danym zbiorniku lub cieku wodnym.

Tab. 1.3. Zalecane i dopuszczalne stężenia niektórych substancji w wodach powierzchniowych przeznaczonych do zaopatrzenia ludności w wodę do spożycia (Dz. U. 2002 nr 204 poz. 1728)

Lp.	Wskaźniki jakości wody	Jednostki miary	Wartości graniczne wskaźników jakości wody <sup>1)</sup>					
			A1		A2		A3	
			zalecane	dopuszczalne	zalecane	dopuszczalne	zalecane	dopuszczalne
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	pH		6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	5,5 - 9	5,5 - 9,0	5,5 - 9	5,5 - 9,0
2	Barwa	mg/l	10	20* <sup>2)</sup>	50	100* <sup>2)</sup>		200* <sup>2)</sup>
3	Zawiesiny ogólne	mg/l	25	25		30		35
4	Temperatura	°C	22	25* <sup>2)</sup>	22	25* <sup>2)</sup>	22	25* <sup>2)</sup>
5	Przewodność	µS/cm przy 20 °C	1000	1000	1000	1000	1000	1000
6	Zapach	Stopień rozcieńczenia przy 25 °C	3	3	10	10	20	20
7	Azotany	mg/l	25	50* <sup>2)</sup>		50* <sup>2)</sup>		50* <sup>2)</sup>
8	Fluorki	mg/l	0,7-1	1,5*	0,7-1,7	1,5	0,7-1,7	1,5
9	Żelazo	mg/l	0,1	0,3*	1	2*	1	2
10	Mangan	mg/l	0,05	0,05	0,1	0,1	1	1
11	Miedź	mg/l	0,02	0,05* <sup>2)</sup>	0,05	0,05	1	0,5
12	Cynk	mg/l	0,5	3*	1	5*	1	5*
13	Bor	mg/l	1	1	1	1	1	1
14	Nikiel	mg/l		0,05		0,05		0,2
15	Wanad	mg/l		1,0		1,0		1,0
16	Arsen	mg/l	0,01	0,05*		0,05*	0,05	0,05*
17	Kadm	mg/l	0,001	0,005*	0,001	0,005*	0,001	0,005*
18	Chrom ogólny	mg/l		0,05*		0,05*		0,05*
19	Chrom <sup>+6</sup>	mg/l		0,02*		0,02*		0,02*
20	Ołów	mg/l		0,05*		0,05*		0,05*
21	Selen	mg/l		0,01*		0,01*		0,01*
22	Rtęć	mg/l	0,0005	0,001*	0,0005	0,001*	0,0005	0,001*
23	Bar	mg/l		0,1*		1*		1*

PMŚ objęte zostały również gleby. Standardy jakości, jakim powinny odpowiadać, są zróżnicowane w zależności od funkcji aktualnej i planowanej gleby danego obszaru (Dz. U. 2002 nr 165 poz. 1359). Na tej podstawie wyróżnione zostały trzy grupy rodzajów gruntów: A – gleby gruntów objętych ochroną na podstawie przepisów o ochronie przyrody, B – gleby położone pod gruntami rolnymi, leśnymi oraz gruntami terenów zurbanizowanych, oraz C – gleby gruntów położonych na terenach przemysłowych i komunikacyjnych oraz użytków kopalnych. W zależności od grupy zostały określone wartości dopuszczalne poszczególnych parametrów, które są podzielone na następujące grupy zanieczyszczeń (tabela 1.4.):

- Metale (chrom, kadm, ołów, nikiel i in.),
- Nieorganiczne (cyjanki wolne i w kompleksowych związkach),
- Węglowodorowe (benzyna, olej mineralny i różne węglowodory aromatyczne),
- Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne,
- Węglowodory chlorowane,
- Środki ochrony roślin (pestycydy chloroorganiczne i związki nie chlorowe)
- Pozostałe (fenol, pirydyna i in.).

Tab. 1.4. Przykładowe wartości dopuszczalne stężeń zanieczyszczeń w glebie lub ziemi (mg/kg suchej masy) w zależności od grupy (Dz. U. 2002 nr 165 poz. 1359)

Lp.	Zanieczyszczenie	Grupa A	Grupa B				Grupa C					
			Głębokość [m ppt]									
			0-0.3		0.3-15.0		>15		0-2		2-15	
			Wodoprzepuszczalność gruntów [m/s]									
		do	poniżej	do	poniżej			do	poniżej			
		1·10 <sup>-7</sup>		1·10 <sup>-7</sup>				1·10 <sup>-7</sup>				
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11		
<b>I. METALE</b>												
1	Arsen	20	20	20	25	25	55	60	25	100		
2	Bar	200	200	250	320	300	650	1000	300	3000		
3	Chrom	50	150	150	190	150	380	500	150	800		
4	Cyna	20	20	30	50	40	300	350	40	300		
5	Cynk	100	300	350	300	300	720	1000	300	3000		
6	Kadm	1	4	5	6	4	10	15	6	20		
7	Kobalt	20	20	30	60	50	120	200	50	300		
8	Miedź	30	150	100	100	100	200	600	200	1000		
9	Molibden	10	10	10	40	30	210	250	30	200		
10	Nikiel	35	100	50	100	70	210	300	70	500		
11	Ołów	50	100	100	200	100	200	600	200	1000		
12	Rtęć	0.5	2	3	5	4	10	30	4	50		

Zagadnienia związane z jakością środowiska każdorazowo są również poruszane w aspekcie zrównoważonego rozwoju. Jedną z pierwszych definicji Zrównoważonego Rozwoju wprowadziła Kanadyjska Komisja do spraw Ochrony Środowiska w 1915 roku, według której każde pokolenie ma prawo do korzystania ze środowiska, pilnując by nie uległo ono degradacji (Lee Y. – J. i Huang, 2007; Sitarz, 1998). Definicja ulegała modyfikacjom, dopóki nie ustalono wersji ostatecznej (najbardziej aktualnej) opublikowanej w raporcie z Brundtland w 1987 (Krajnc i Glavic, 2005b). Polska jest jednym z krajów, które na Szczycie Ziemi w Rio de Janeiro w 1992 roku, zobowiązał się do wprowadzenia zrównoważonego rozwoju w życie (AGENDA 21), co znalazło odzwierciedlenie w odpowiednich aktach prawnych (Dz. U. 2002 nr 184 poz. 1533; Dz. U. 2002 nr 184 poz. 1532; M.P. 1997 nr 16 poz. 146, M.P. 1999 nr 8 poz. 96).

Od początku istnienia monitoringu środowiska istnieje problem interpretacji wyników oraz oceny stanu środowiska na ich podstawie (Czekaj i Suchecki, 2006). W związku z dużą ilością danych, które są mierzone, wyniki monitoringu są trudne do analizowania. Dodatkowy problem stanowią liczne zależności występujące między poszczególnymi parametrami środowiska, które oceniane wyłącznie na podstawie dopuszczalnych stężeń opisanych w aktach prawnych, mogą być trudne do zidentyfikowania w rzeczywistości (Zereini i in., 2005). W celu ułatwienia interpretacji tak kompleksowych danych oraz oceny stanu



środowiska mogą być wykorzystane indeksy jakości środowiska (Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a).

Najczęściej są one zbudowane z podindeksów, czyli grup parametrów, które charakteryzują wybrane cechy środowiska, w zależności od rodzaju indeksu. Zostało opracowanych wiele indeksów jakości środowiska, które ze względu na różne aspekty oceny, można podzielić na grupy indeksów oceniające jakość:

- Poszczególnych elementów środowiska, takich jak:
  - Powietrze atmosferyczne, np.: Pollution Index (PI) (Murena, 2004), Metropolitan Air Quality Index (IMECA) (INE, 2009; Ruiz-Suarez i Mayora, 1994), Revised Air Quality Index (RAQI) (Cheng i in., 2004, 2007), ExTra Index (Reungoat i in., 2004),
  - Wody powierzchniowe, np.: Index of Stream Condition (ISC) (Hu i in, 2007), Exergy Index (EI) (Salas i in, 2004, 2005), Genus Index (GI) (Wu, 1999; Wu i Kow, 2002), Family-level Biotic Index (FBI) (Hilsenhoff, 1988),
  - Warstwy sedymentacyjnej zbiorników i cieków wodnych, np.: Index of Biotic Integrity (IBI) (Karr i in., 1986), Marine Sediment Pollution Index (MSPI) (Shin i Lam, 2001),
  - Gleby, np. Index of Soil Quality (ISQ) (Vrscaj i in., 2008)
- Środowiska naturalnego, jako sumy poszczególnych elementów środowiska, np.: Environmental Performance Index (EPI) (EPI, 2009; WEF, 2002), Index of Environmental Friendliness (SF, 2008), Environmental Protection Index (Ep) (Siracusa i in., 2004),
- Środowiska w kontekście zrównoważonego rozwoju, np.: Composite Index of Sustainable Development (Icsd) (Krajnc i Glavic, 2005a i b), Eco-Indicator'99 (PRE, 2009), Sustainable Process Index (SPI) (Krotschek i Narodoslavsky, 1995 i 1996), Sustainability Index opracowany dla Taipei (TSI) (Lee Y. – J. i Huang, 2007), Environmental Sustainability Index (ESI) (Esty i in., 2005) .

Indeksy oblicza się na podstawie wyników pomiarów stężeń zanieczyszczeń w środowisku. Istnieją dwa sposoby obliczania indeksów. Pierwszy, polega na obliczeniu indeksów na podstawie prostych algorytmów matematycznych, do których wstawiane są zmierzone wartości parametrów. W ten sposób obliczany jest np. PI (Murena, 2004) i Icsd (Krajnc i Glavic, 2005a i b). W drugim sposobie zmierzone wartości parametrów są bezpośrednio przyrównywane do skali jakości, z której odczytywana jest jakość środowiska.

Taka metodyka obliczania indeksu zastosowana jest w GI (Wu, 1999; Wu i Kow, 2002) i IMECA (INE, 2009; Ruiz-Suarez i Mayora, 1994).

Wielu autorów podkreśla fakt (Cheng i in., 2007; Czekał i Suchecki, 2007, 2008a; Krajnc i Glavic, 2005b), iż do tej pory nie został opracowany uniwersalny indeks jakości środowiska. Przy wyborze odpowiedniego indeksu powinno się kierować kilkoma zasadami. Po pierwsze należy określić cel oceny: praktyczny lub naukowy. W przypadku, gdy oceny jakości środowiska dokonuje się w praktycznym celu, indeks powinien charakteryzować się następującymi cechami (O'Connor i Dwelling, 1986):

- Relatywny,
- Ilościowy,
- Naukowo wytłumaczalny,
- Akceptowalny finansowo,
- Prosty i łatwy do zrozumienia przez opinię publiczną.

Natomiast, gdy ocena stanu środowiska jest dokonywana w aspekcie naukowym, indeks powinien być bardziej wrażliwy na małe ilości poszczególnych parametrów w środowisku. Podstawową jednak różnicę stanowi fakt, iż w tym przypadku indeksy do oceny jakości środowiska powinny być obliczalne niezależnie od szerokości geograficznej i ekosystemu (Salas i in., 2005).

## 2. Przegląd indeksów jakości środowiska

### 2.1. Indeksy jakości poszczególnych elementów środowiska

#### 2.1.1. Powietrze atmosferyczne

Indeksy jakości powietrza są prostymi algorytmami matematycznymi. Składają się z podindeksów, które zazwyczaj są danymi pochodzącymi z monitoringu powietrza atmosferycznego oraz zawierają innego rodzaju dane, np. meteorologiczne (Benson, 1997; NERI 2009; Reungoat i in, 2003). Liczby otrzymane w ten sposób są przyrównywane do skali, która zwykle jest zaproponowana. Przy opracowywaniu indeksów jakości powietrza i skal jakości autorzy szukają odpowiedzi na pytanie, jak dany stan zanieczyszczonej atmosfery wpływa na zdrowie ludzkie i środowisko naturalne. Indeksy jakości powietrza można podzielić na kilka grup (Czekaj i Suchecki, 2007):

- Ogólne indeksy powietrza, oceniające stan atmosfery obszarów, w których skład wchodzi obszary zurbanizowane i niezurbanizowane, np. PSI (EPA, 2009; Jiang i in., 2004), Air Quality Index (AQI) (AIRNow, 2009), PI (Murena, 2004),
- Indeksy powietrza obszarów zurbanizowanych, np. IMECA (INE, 2009; Ruiz-Suarez i Mayora, 1994), Indeks Jakości Powietrza (IJP) (ARMAAG, 2009; Czekaj i Suchecki 2007, 2008a i b), Urban Pollution Index (UPI) (Murena, 2004),
- Inne indeksy jakości powietrza, w tym indeksy określające wpływ spalin samochodowych na jakość powietrza, ExTra index (Reungoat i in, 2003), CALINE 3 (Benson, 1997), Operational Street Pollution Model (OSPM) (NERI, 2008), OSCAR Air Quality Modelling System (Sokhi i in., 2008).

Najczęściej wykorzystywanymi parametrami do obliczenia indeksu jakości powietrza są stężenia: pyłu zawieszonego (PM<sub>10</sub>), dwutlenku siarki (SO<sub>2</sub>), tlenku azotu (NO<sub>x</sub>), tlenku węgla (CO) i ozonu (O<sub>3</sub>). Dodatkowo niektóre indeksy jakości zawierają również inne parametry takie, jak: stężenia łącznej sumy pyłu zawieszonego o różnych średnicach cząstek (TSP – total suspended particles), policyklicznych węglowodorów aromatycznych (PAH), węglowodorów (HC). Dodatkowo, przy obliczaniu niektórych indeksów jakości powietrza uwzględnia się również inne dane, które nie pochodzą bezpośrednio z monitoringu środowiska. Przykładem jest Revised Air Quality Index (RAQI), który oprócz typowych parametrów uwzględnia również entropię środowiska (funkcja entropii Shanona) (Cheng i in, 2004). Często również uwzględniane są również warunki atmosferyczne, które występują w momencie wykonywania pomiarów stężeń zanieczyszczeń

w powietrzu. Najczęściej uwzględniane są następujące parametry: prędkość i kierunek wiatru, wilgotność i temperaturę powietrza (Benson, 1997; NERI 2008; Reungoat i in., 2003).

Dokonano przeglądu literatury dotyczącej indeksów jakości powietrza. Pierwszym indeksem, opracowanym przez Environmental Protection Agency (EPA) (EPA, 2009) w latach siedemdziesiątych ubiegłego wieku do oceny stanu atmosfery w USA, był PSI (Cheng i in., 2007), wykorzystywany również w innych krajach, np. w Tajwanie, Singapurze (Jiang i in., 2004), czy Kanadzie (Ott i Thom, 1976). Jednakże w USA w ciągu następnych lat był on wielokrotnie modyfikowany wraz z rozwojem aparatury pomiarowej służącej do monitoringu jakości powietrza oraz ze względu na zmieniające się normy jakości powietrza (Jiang i in., 2004). Obecnie EPA realizuje program ochrony powietrza AIRNow. Do oceny jakości powietrza wykorzystuje AQI (AIRNow, 2009, EPA, 2009), który jest również zmodyfikowaną formą PSI. Parametry, które są monitorowane do obliczenia AQI, to:  $PM_{10}$ ,  $SO_2$ ,  $CO$ ,  $NO_2$  i  $O_3$ . Oprócz nich w USA monitorowany jest także  $PM_{2,5}$  i Pb. Wynik indeksu przyrównywany jest do skali jakości (tabela 2.4), z której oprócz możliwości określenia stanu atmosfery, można również dowiedzieć się, jakie są następstwa przebywania na obszarze o danej jakości powietrza dla zdrowia ludzkiego.

Zalecenia w sprawie sposobu monitorowania poszczególnych zanieczyszczeń i obliczania AQI są dostępne na stronach internetowych EPA (AIRNow 2009; EPA, 2009) oraz w literaturze (EPA, 2009). W podstawowej formie AQI jest wykorzystywany również poza USA, np. w Kanadzie i Tajwanie (Jiang i in., 2004). W oparciu o AQI opracowano wiele indeksów jakości powietrza, które w zmodyfikowanej formie zostały zaadaptowane w innych krajach. Jednym z takich indeksów jest Air Pollution Index (API). Na podstawie  $SO_2$ ,  $NO_x$ ,  $NO_2$ ,  $PM_{10}$  i TSP (total suspended particulates) określana jest jakość powietrza w wybranych miastach Chin, w tym również na szeroką skalę w Hong Kongu (Hao i in., 2000; Jiang, i in., 2004; Liu Ch. – M. i in., 2000).

Tab. 2.4. Skala jakości AQI (AIRNow, 2009)

Wartości	Jakość powietrza	Wpływ na zdrowie ludzkie
0-50	Dobra	Jakość powietrza jest dobra i nie wpływa na zdrowie ludzkie lub ma bardzo mały wpływ
51-100	Średnia	Jakość powietrza jest akceptowalna; niektóre zanieczyszczenia mogą mieć średni wpływ na zdrowie ludzi wyjątkowo wrażliwych na zanieczyszczenie powietrza
101-150	Niezdrowa dla wrażliwych grup ludzi	Grupy wrażliwe mogą mieć problemy ze zdrowiem; pozostałe grupy nie powinny mieć problemów ze zdrowiem
151-200	Niezdrowa	Każdy może mieć problemy ze zdrowiem (grupy wrażliwe poważniejsze)
201-300	Bardzo niezdrowa	Ostrzeżenie: każda grupa narażona jest na poważne skutki zdrowotne
> 300	Szkodliwa	Alarm zdrowotny; powietrze skażone; zagrożenie dla całego społeczeństwa

Innym przykładem indeksu, który został opracowany na podstawie AQI, jest PI (Czekaj i Suchecki 2007, 2008; Murena, 2004). Obliczany jest na podstawie następujących stężeń zanieczyszczeń CO, NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> wg równania 2.1.:






$$PI_{s,i} = \left[ \frac{PI_{\max} - PI_{\min}}{BP_{\max} - BP_{\min}} (Cp_i - BP_{\min}) + PI_{\min} \right]_{s,i} \quad (2.1.)$$

Gdzie:

- $Cp_i$  – średnie dzienne stężenie zanieczyszczenia i
- $BP_{\max}$  – najniższe stężenie zanieczyszczenia i, które jest wyższe lub równe wartości  $Cp_i$
- $BP_{\min}$  – najwyższe stężenie zanieczyszczenia i, które jest niższe lub równe wartości  $Cp_i$
- $PI_{\max}$  – PI obliczone dla wartości  $BP_{hi}$
- $PI_{\min}$  – PI obliczony dla wartości  $BP_{lo}$

Następnie wartość PI przyrównywana jest do skali jakości powietrza przedstawionej w tabeli 2.5. Wartość liczbową PI jest dodatkowo opisana i oznaczona symbolem.

Tab. 2.5. Oryginalna skala, określająca jakość powietrza, na podstawie PI (Murena 2004)

Pollution category	Symbol	PI	PM <sub>10</sub> 24 h (µg m <sup>-3</sup> )	NO <sub>2</sub> 1 h (µg m <sup>-3</sup> )	CO 8 h (mg m <sup>-3</sup> )	SO <sub>2</sub> 24 h (µg m <sup>-3</sup> )	O <sub>3</sub> 1 h (µg m <sup>-3</sup> )	O <sub>3</sub> 8 h (µg m <sup>-3</sup> )
Unhealthy		100	500	1900	30	1000	600	500
Unhealthy for sensitive groups		85	238	950	15.5	500	324	223
Moderate pollution		70	144	400	11.6	250	240	180
Low pollution		50	50	200	10	125	180	120
Good quality		25	20	40	4	20	—	65

PI został zmodyfikowany o współczynnik  $W_s$ , dzięki czemu znalazł również zastosowanie jako indeks obliczany dla obszarów zurbanizowanych. Współczynnik zdefiniowany jest poniższymi zależnościami (równanie 2.2. i 2.3.):

$$W_s = \frac{S_s}{S_u} \quad (2.2.)$$

$$\sum_{s=1}^m W_s = 1 \quad (2.3.)$$

Gdzie:

- $W_s$  – współczynnik W dla stacji s
- $S$  – powierzchnia obszaru
- $s$  – punkt pomiaru
- $u$  – obszar zurbanizowany
- $m$  – liczba stacji

Algorytm obliczenia PI dla obszarów zurbanizowanych jest opisany równaniem 2.4.:

$$UPI = \sum_{s=1}^k PI_{s,i} WS_{s,i} \quad (2.4.)$$

*UPI* oznacza Urban Pollution Index. Skala, do której przyrównuje się wartość obliczonego *UPI*, jest ta sama, co w przypadku *PI* (tabela 2.5.).

Innym przykładem indeksu służącego ocenie jakości powietrza w obszarach zurbanizowanych jest *IJP* (ARMAAG, 2009). Opracowany on został przez Agencję Regionalnego Monitoringu Atmosfery Aglomeracji Gdańskiej (ARMAAG) do oceny stanu atmosfery w wybranych miastach regionu gdańskiego (ARMAAG, 2009; Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a i b). Obliczany jest w dwu formach: ozonowej – Indeks Ozonowy (*IO*) i bezozonowej – Indeks Ogólny Jakości Powietrza (*IOJP*). Oba indeksy obliczane są co godzinę na podstawie chwilowych stężeń następujących zanieczyszczeń powietrza:  $SO_2$ ,  $NO_2$ ,  $PM_{10}$  i  $CO$  oraz dodatkowo  $O_3$  w przypadku *IO*. Otrzymane wyniki są uśredniane, a następnie przyrównywane do skali indeksu, z której odczytywana jest jakość powietrza. Poszczególne przedziały jakości w skali wyznaczone są na podstawie procentowego udziału uśrednionych stężeń zanieczyszczeń w stężeniach dopuszczalnych, zgodnych z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 8 czerwca 2008 roku (Dz. U. 2008 nr 47 poz. 281). W tabeli 2.6. została przedstawiona skala jakości, na podstawie której można ocenić jakość powietrza wg obu form *IJP*, oraz sposób wyznaczania poszczególnych poziomów jakości powietrza. Tabela została opracowana zgodnie z informacją uzyskaną z ARMAAG (ARMAAG, 2007).

Ostateczną jakość powietrza w danej godzinie wskazuje indeks o najgorszym wyniku, czyli ten, który został obliczony dla parametru, którego procentowy udział stężenia w danej godzinie jest najwyższy w porównaniu do stężenia dopuszczalnego przez rozporządzenie (Dz. U. 2008 nr 47 poz. 281).

W związku z oczywistym faktem, iż w miastach stężenie zanieczyszczeń jest wyższe, niż poza obszarami zurbanizowanymi. Sprzyja temu wyższe natężenie ruchu samochodowego, koncentracja przemysłu i usług, zabudowania będące naturalną barierą dla wiatru, który poza obszarem zurbanizowanym zmniejsza koncentrację zanieczyszczeń w powietrzu oraz większe prawdopodobieństwo wystąpienia smogu. Dlatego często do oceny stanu atmosfery stosuje się równocześnie indeksy jakości powietrza i indeksy pozwalające ocenić ryzyko wystąpienia smogu. Przykładem jest *UV-index* obliczany obok *IMECA* w

mieście Meksyk (INE, 2009; Ruiz-Suarez i Mayora; 2004) lub IO obliczany razem z IJP (ARMAAG, 2009; Czekaj i Suchecki, 2007, 2008b).

Tab. 2.6. Ocena stanu atmosfery na podstawie uśrednionych stężeń zanieczyszczeń ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) IJP (ARMAAG, 2009)

Podindeksy					Indeks	Udział stężenia rzeczywistego w stężeniu dopuszczalnym [%]
NO <sub>2</sub> (1h)	SO <sub>2</sub> (1h)	PM10 (1h)	CO (8h)	O <sub>3</sub> (8h)		
< 20	< 35	< 5	< 1000	< 12	Bardzo dobry	< 10
20-60	35-105	5-15	1000-3000	12-36	Dobry	10-30
60-80	105-140	15-20	3000-4000	36-48	Zadowolający	30-40
80-120	140-210	20-30	4000-6000	48-72	Dostateczny	40-60
120-160	210-280	30-40	6000-8000	72-96	Zły	60-80
> 160	> 280	> 40	> 8000	> 96	Bardzo zły	> 80

Dużą grupę indeksów stanowią indeksy oceniające wpływ spalin samochodowych na jakość powietrza i na zdrowie ludzkie. Najczęściej oblicza się je dla obszarów zurbanizowanych. Przykładem takiego indeksu jest ExTra Index opracowany we Francji (Reungoat i in, 2003) oraz OSPM z Danii (NERI, 2008).

ExTra index (Reungoat i in, 2003) odzwierciedla stężenie zanieczyszczeń w powietrzu obszarów zurbanizowanych takich jak: NO<sub>x</sub>, CO, HC, PAH, PM<sub>10</sub>. Do obliczania ExTra indeksu można użyć jedynie stężenia NO<sub>2</sub> w powietrzu, gdyż pozostałe stężenia są z nim skorelowane. Oprócz tego uwzględniane są również inne czynniki, tzn.:

- Natężenie ruchu samochodowego,
- Ukształtowanie terenu – wysokość budynków po obu stronach ulicy, szerokość chodników i parkingów, szerokość ulic, i in.,
- Warunki meteorologiczne – prędkość i kierunek wiatru.

Model OSPM wykorzystywany jest przez National Environmental Research Institute, Dania (NERI, 2009) również do oceny wpływu spalin samochodowych na jakość powietrza w obszarach zurbanizowanych i zdrowie ludzkie. Z danych dostarczanych przez monitoring potrzebna jest znajomość stężenia NO<sub>2</sub> w powietrzu. Oprócz tego uwzględniane są również inne czynniki: natężenie ruchu samochodowego, emisja gazów spalinowych, konfiguracja ulicy (podobnie jak w ExTra indeksie), warunki meteorologiczne (prędkość i kierunek wiatru, temperatura, stopień nasłonecznienia).



Model CALINE 3 (Benson, 1997) pełni rolę indeksu, służącego do oceny wpływu gazów spalinowych na jakość powietrza poza obszarami zurbanizowanymi, na drogach o dużym natężeniu ruchu, np. przy autostradach. Został on opracowany przez California Department of Transportation, USA (CDT, 2009). Przy jego obliczaniu brane są pod uwagę podobne czynniki jak w przypadku indeksu ExTra i OSPM.

### **2.1.2. Wody powierzchniowe**

Do oceny stanu, a także stopnia zanieczyszczenia wód powierzchniowych również opracowano indeksy. Z przeglądu literatury wynika, iż jest to obok indeksów jakości powietrza również liczna grupa indeksów (Czekaj i Suchecki, 2008a). Jednakże częściej niż w przypadku wyżej wymienionych indeksów do obliczania indeksów jakości wody wymagane są dodatkowe dane nie objęte standardowym monitoringiem środowiska. W związku z tym faktem niezbędne jest przeprowadzenie dodatkowych analiz i badań.

Indeksem opracowanym do wszechstronnej oceny stanu śródlądowych wód płynących jest ISC (Hu i in., 2007). Składa się on z następujących podindeksów:

- Hydrologiczny – przepływ podstawowy, wpływ sztucznych barier na przepływ, współczynnik przepuszczalności podłoża,
- Właściwości fizycznych koryta rzecznego – stabilność skarpy i koryta rzecznego, właściwości fizyczne rzeki lub potoku, jako siedliska naturalnego, wpływ sztucznych barier na migracje ryb,
- Strefy przybrzeżnej – szerokość koryta wraz z terem zalewowym, stopień pokrycia terenu roślinnością egzotyczną, ciągłość brzegu,
- Jakości wody – zawartość fosforu ogólnego, mętność, przewodność elektryczną, pH,
- Biologiczny – IBI (Karr i in., 1986; Liang i in., 1997), FBI (Hilsenhoff, 1988), GI (Wu 1999; Wu i Kow 2002).

W skład poszczególnych podindeksów wchodzi zarówno pojedyncze parametry jakości wód powierzchniowych (fizyczne, chemiczne i biologiczne), jak i indeksy jakości wód, opracowane przez innych autorów. Przykładem jest IBI, FBI i GI, które wchodzi w skład podindeksu biologicznego ISC. Niestety autorzy nie podają dokładnej metodologii obliczania poszczególnych podindeksów z wyjątkiem podindeksu biologicznego. Jest natomiast podana skala jakości wód, z której odczytywana jest jakość wód powierzchniowych. Skala jakości przedstawiona jest poniżej w tabeli 2.7.

Tab. 2.7. Wyniki i ocena na podstawie ISC (Hu i in., 2007)

Punktacja	Jakość wody	Ocena
45-50	Doskonała	A
35-44	Dobra	B
25-34	Graniczna	C
15-24	Słaba	D
< 14	Bardzo słaba	E

IBI (Hu i in., 2007; Karr i in., 1986; Liang i in., 1997) jest to indeks oceny jakości wód, jako środowiska życia dla ryb. Ryby są dobrym wskaźnikiem długoterminowego wpływu zanieczyszczenia na jakość wód na szeroką skalę, ponieważ charakteryzują się długim (kilkuletnim) cyklem życia i wysoką mobilnością. Wskaźniki oceny wg IBI zgrupowane są w trzech kategoriach, które charakteryzują ilość i strukturę gatunkową ryb, strukturę troficzną (pokarmową) oraz zagęszczenie i kondycję ryb. Metodologia obliczania IBI jest prosta. Polega ona na liczeniu ilości gatunków ryb lub osobników w obrębie danego gatunku, które spełniają kryteria wymienione w tabeli 2.8.

Następnie uzyskane punkty są sumowane i wynik przyrównywany jest do skali jakości (tabela 2.9.), na podstawie której określana jest jakość wody pod kątem biologicznym. Jakość wody może uzyskać ocenę od A-D, gdzie A jest oceną najlepszą i oznacza, iż woda nie jest zanieczyszczona. Najgorsza ocena to D i oznacza, iż woda jest mocno zanieczyszczona.

W Polsce wymagania, jakim powinny odpowiadać wody śródlądowe będące środowiskiem ryb w warunkach naturalnych, określa rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 4 października 2002 r. (Dz. U. 2002 nr 176 poz. 1455).

Tab. 2.8. Wskaźniki użyte do oceny jakości wód na podstawie IBI (Hu i in., 2007)

Kryteria oceny		Punktacja		
Ilość i Struktura gatunkowa ryb		5	3	1
1.	Ilość gatunków	>10	4-9	0-3
2.	Ilość darter species	>3	1-2	0
3.	Ilość sunfish species	>2	1	0
4.	Ilość sucker species	>2	1	0
5.	Ilość gatunków mało tolerancyjnych	>3	1-2	0
Struktura troficzna				
6.	Udział gatunków wszystkożernych (%)	<60	60-80	>80
7.	Udział gatunków owadożernych (%)	>45	20-45	<20
Kondycja ryb i zagęszczenie				
8.	Ilość osobników w próbie	>101	51-100	0-50
9.	Ilość hybryd i gatunków egzotycznych	0	1	>2

Tab. 2.9. Ocena jakości wód na podstawie IBI (Hu i in., 2007)

Lp.	Stopień zanieczyszczenia	Punktacja	Ocena
1	Brak	35-45	A
2	Mały	23-34	B
3	Średni	15-22	C
4	Duży	0-14	D

Zasady obliczania indeksu FBI (Hilsenhoff, 1988; Hu i in., 2007) są podobne do IBI. Kryteria oceny są takie same, lecz wskaźnikami zanieczyszczenia wód są w tym przypadku bezkręgowce wodne, zwłaszcza zamieszkujące bentos. Cykl życia tych organizmów jest krótszy niż ryb i w przybliżeniu trwa rok. W związku z tym faktem, indeks jest odpowiedni do wyznaczania ocen średnioterminowych. Dodatkowo mniejsza mobilność organizmów zamieszkujących bentos powoduje, iż są one indykatorami zanieczyszczenia wód powierzchniowych na mniejszą skalę. Można na ich podstawie identyfikować zanieczyszczenia pochodzące ze źródeł punktowych. W tabeli 2.10. przedstawiona jest skala FBI, z której odczytywana jest jakość wód powierzchniowych.

Tab. 2.10. Skala jakości wód dla FBI (Hu i in., 2007)

Jakość wody	Punktacja	Ocena
Wspaniała	0,00 - 3,75	A
Bardzo dobra	3,76 - 4,25	B
Dobra	4,26 - 5,00	C
Zadowolająca	5,01 - 5,75	D
Słabo zadowolająca	5,76 - 6,50	E
Zła	6,51 - 7,25	F
Bardzo zła	7,26 - 10,00	G

Bezkęgowce wodne zamieszkujące bentos są bardzo popularnym wskaźnikiem zanieczyszczenia wód powierzchniowych (Astin, 2007; Hu i in., 2007; Rossaro i in., 2007) ze względu na swoją wrażliwość na zmianę warunków życia, która może być skutkiem zanieczyszczenia wód powierzchniowych (Czekaj i Grzyb, 2007; Plaut i in., 1996; Zielińska i Chojnacka, 2009). Organizmy bezkręgowce posiadają również pewną zdolność przystosowywania się do zmienionych warunków życia (Astin, 2007; Rossaro i in., 2007).

Różną zdolnością do zmieniających się warunków życia odznacza się również inna grupa wskaźników zanieczyszczenia wód, szeroko wykorzystywana na świecie, algi wodne. Wśród nich wyróżnia się zarówno gatunki, których duże zagęszczenie świadczy o dużym zanieczyszczeniu wód (Plaut i in., 1996; Shehata i in., 1997), jak i gatunki, których obecność jest wynikiem wysokiej czystości wód powierzchniowych (Hilsenhoff, 1988; Hu i in., 2007). Mała mobilność, która jest głównie wynikiem występowania prądów wodnych, powoduje, iż są najlepszym indykatorem zanieczyszczeń punktowych, na których podstawie można identyfikować ich źródła. Krótki cykl życia powoduje, iż możliwe jest rozpoznanie zanieczyszczenia powstałego w wyniku nagłego skażenia wód powierzchniowych (Hu i in., 2007). Te cechy alg zostały wykorzystane w przypadku GI (Wu 1999; Wu i Kow 2002), którego kryteria i zasady oceny są podobne jak w przypadku zarówno IBI, jak i FBI. W przypadku tego indeksu bierze się pod uwagę stosunek alg z rodzaju *Achnanthes*, *Cocconeis* i *Cymbella* do *Cyclotella*, *Melosira* i *Nitzschia*. Następnie na podstawie wyniku odczytywany jest stopień zanieczyszczenia wód powierzchniowych (tabela 2.11.).

W tabeli 2.12. przedstawione zostało porównanie indeksów IBI, FBI i GI, które wchodzi w skład podindeksu biologicznego ISC. Porównane zostały również wskaźniki zanieczyszczeń i możliwa na ich podstawie charakterystyka zanieczyszczenia wód powierzchniowych.

Tab. 2.11. Stopień zanieczyszczenia wód powierzchniowych wg GI (Hu i in., 2007)

Lp.	Jakość wody wg GI	Punktacja	Ocena
1.	Nieznacznie zanieczyszczona	>30	A
2.	Bardzo mało zanieczyszczona	11-30	B
3.	Mało zanieczyszczona	1,5-11	C
4.	Średnio zanieczyszczona	0,3-1,5	D
5.	Mocno zanieczyszczona	<0,3	E

Tab. 2.12. Porównanie IBI, FBI i GI (Czekaj i Suchecki, 2008a)

Indeks	Indykator	Cechy indykatora	Prognoza wpływu zanieczyszczenia
IBI	Ryby	Kilkuletni cykl życia	Długoterminowa
		Wysoka mobilność	
FBI	Owady wodne	Roczny cykl życia	Średnioterminowa
		Średnia mobilność	
GI	Algi	Krótki cykl życia	Krótkoterminowa
		Mała mobilność	

### 2.1.3. Gleba

Indeksów jakości gleby w porównaniu do indeksów jakości wód powierzchniowych czy powietrza atmosferycznego jest bardzo niewiele. Zwykle gleby są rozpatrywane wyłącznie w kategoriach wykorzystania w rolnictwie. Tu doczytaj i opisz kategorie i klasy jakości gleb.

Jednym z nielicznych indeksów, który został opracowany do oceny stanu gleb jest ISQ (Vrscaj i in., 2008). W ocenie gleby na podstawie tego indeksu bierze się pod uwagę różne funkcje, które dana gleba spełnia. Autorzy indeksu podkreślają, iż indeks ma zastosowanie również w obszarach miejskich, gdzie żyzność gleby nie jest tak ważnym czynnikiem jakości gleby, niż na obszarach rolniczych i innych poza miejskich. Przykładowo w obszarach miejskich, gdzie natężenie ruchu samochodowego, stosowanie środków chemicznych do odśnieżania ulic i innych czynników, które w znacznie większym stopniu wpływają na zanieczyszczenie gleby, niż w obszarach niezabudowanych, ważniejsze są właściwości buforujące gleby i mały stopień przepuszczalności do głębszych warstw. Ma to

znaczenie jeśli chodzi o ochronę wód podziemnych, które najczęściej są wykorzystywane jako źródło wody pitnej, w którą zaopatrywana jest ludność.

Pierwszym etapem obliczania ISQ jest wybór parametrów jakości gleby, które są zależne od funkcji, które spełnia gleba na danym obszarze. Pozwala to na ocenę gleby pod kątem jej wykorzystania. Następnie gromadzone są dane statystyczne wybranych parametrów. Wiele parametrów jest objętych monitoringiem gleby w związku, z czym nie ma potrzeby wykonywania dodatkowych analiz.

Kolejnym etapem jest obliczenie różnicy ( $QD$ ) (równanie 2.5.), jaka występuje między zmierzonymi wartościami parametrów ( $QC_{identified}$ ), a wartościami, które przy danej funkcji gleby, uznane są za idealne (zalecane) ( $QC_{required}$ ).

$$QD = QC_{identified} - QC_{required} \quad (2.5.)$$

Wartość obliczonej  $QD$  wskazuje, jak bardzo poszczególne parametry danej gleby różnią się od wymaganych. Gdy wartość różnicy waha się między  $-4$  a  $-1$  ( $QD = \{-4; -1\}$ ), jakość gleby jest gorsza od pożądanej. Jeżeli różnica osiąga wynik zbliżony do  $0$  ( $QD \approx 0$ ) to znaczy, że jakość gleby jest zbliżona do wymaganej. Może się zdarzyć, iż gleba ma lepszą jakość, niż wymagana do danej funkcji ( $QD = (1; 4)$ ).

Ostatnim etapem obliczania indeksu jest ocena jakości gleby na podstawie ISQ, który obliczany jest wg równania 2.6.:

$$ISQ = \sum_{i=1}^n \frac{|QD_i \cdot (W_i / 2)|}{6n} \quad (2.6.)$$

Gdzie  $W$  to waga danego parametru ( $i$ ) względem innych parametrów wybranych do oceny, a  $n$  to ilość parametrów, wziętych pod uwagę przy ocenie jakości gleby. W zależności od uzyskanego wyniku, przeznaczenie gleby na danym obszarze może być zweryfikowane. Wartość ISQ może uzyskiwać następujące wartości:

- 1 – jakość gleby jest „za dobra” na wykorzystanie w danym celu, co może spowodować pogorszenie jej właściwości,
- 0,5 – jakość gleby jest lepsza od wymaganej do danego wykorzystania; należy rozpatrzyć wykorzystanie jej do bardziej wymagających celów,

- 0 – przeznaczenie gleby jest właściwe,
- -0,5 – jakość gleby nie jest wystarczająco dobra dla przeznaczenia jej do danego celu; należy rozpatrzyć zastosowania zabiegów polepszających jej właściwości,
- -1 – jakość gleby jest zbyt słaba dla przeznaczenia jej do danego celu; należy rozpatrzyć zmianę planowanego przedsięwzięcia na danym obszarze, ponieważ może ono prowadzić do jej całkowitej degradacji.

## 2.2. Indeksy jakości środowiska

Indeksy, na których podstawie można ocenić jakość całego środowiska, są znacznie rzadziej spotykane w literaturze, niż indeksy jakości powietrza, czy wód (Czekaj i Suchecki, 2008a). W przypadku tych indeksów, podindeksami są zwykle poszczególne elementy środowiska, czyli wody powierzchniowe, gleba, powietrze atmosferyczne. Oprócz nich jednak brane są również pod uwagę inne dane, w tym również dotyczące zdrowia i życia ludzkiego (EPI, 2009). Dane statystyczne pochodzą z różnych źródeł, w tym z monitoringu środowiska. Jednakże tak, jak w przypadku indeksów jakości wód powierzchniowych często wymagane jest przeprowadzenie dodatkowych analiz (Siracusa i in., 2004).

EPI (EPI, 2009; WEF 2002) został opracowany na uniwersytecie w Yale i Columbii w celu globalnej oceny jakości środowiska. 149 krajów na świecie zostaje co roku sklasyfikowanych wg 25 wskaźników, wśród których znajduje się m.in.: jakość wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, indeks jakości wody oceniający jej właściwości fizyko-chemiczne, lokalna i regionalna emisja O<sub>3</sub>, emisja SO<sub>2</sub> i CO<sub>2</sub>, przyrost naturalny, i inne. Zgrupowane są one w dwu kategoriach. Pierwsza kategoria odpowiada na pytanie, jak zanieczyszczenie poszczególnych elementów środowiska (wody powierzchniowe, powietrze) wpływają na zdrowie ludzkie. Druga kategoria ocenia wpływ zanieczyszczeń na stan ekosystemów, bioróżnorodność gatunkową i zmiany klimatu.

W pierwszym etapie dane niezbędne do obliczenia EPI są poddane analizie statystycznej. Wartości skrajne w rozkładzie normalnym danego parametru są zastępowane wartościami, które znajdują się najbliżej zdefiniowanej wcześniej granicy. W przypadku EPI przyjęto, iż wartościami skrajnymi będą te, które są mniejsze od 5 percentyli lub większe od 95 percentyli. Następnie obliczany jest stosunek 97,5 do 95 percentyli wartości lub 5 do 2,5 percentyli wartości. Jeżeli wynik jest większy od 5, wtedy przyjmowana jest wartość parametru stanowiąca odpowiednio 5 lub 95 percentyli.






Następnym krokiem jest obliczenie wartości EPI wg poniższych równań, w zależności od tego, czy wzrost wybranego parametru ma pozytywny (równanie 2.7.), czy negatywny wpływ (równanie 2.8.) na środowisko naturalne.

$$EPI = 100 - \frac{(T - Wins) \cdot 100}{T - Wins_{min}} \quad (2.7.)$$

$$EPI = 100 - \frac{(Wins - T) \cdot 100}{Wins_{max} - T} \quad (2.8.)$$

$T$  oznacza wartość docelową parametru, a  $Wins$  wartość parametru, która została przyjęta za graniczną. Natomiast  $Wins_{min}$  oznacza najniższą, a  $Wins_{max}$  najwyższą wartość zmierzoną dla danego parametru. Wyniki otrzymane dla każdego parametru są sumowane i jakość środowiska odczytywana jest ze skali jakości przedstawionej w tabeli 2.13. Im wyższy wynik EPI, tym jakość środowiska jest lepsza.

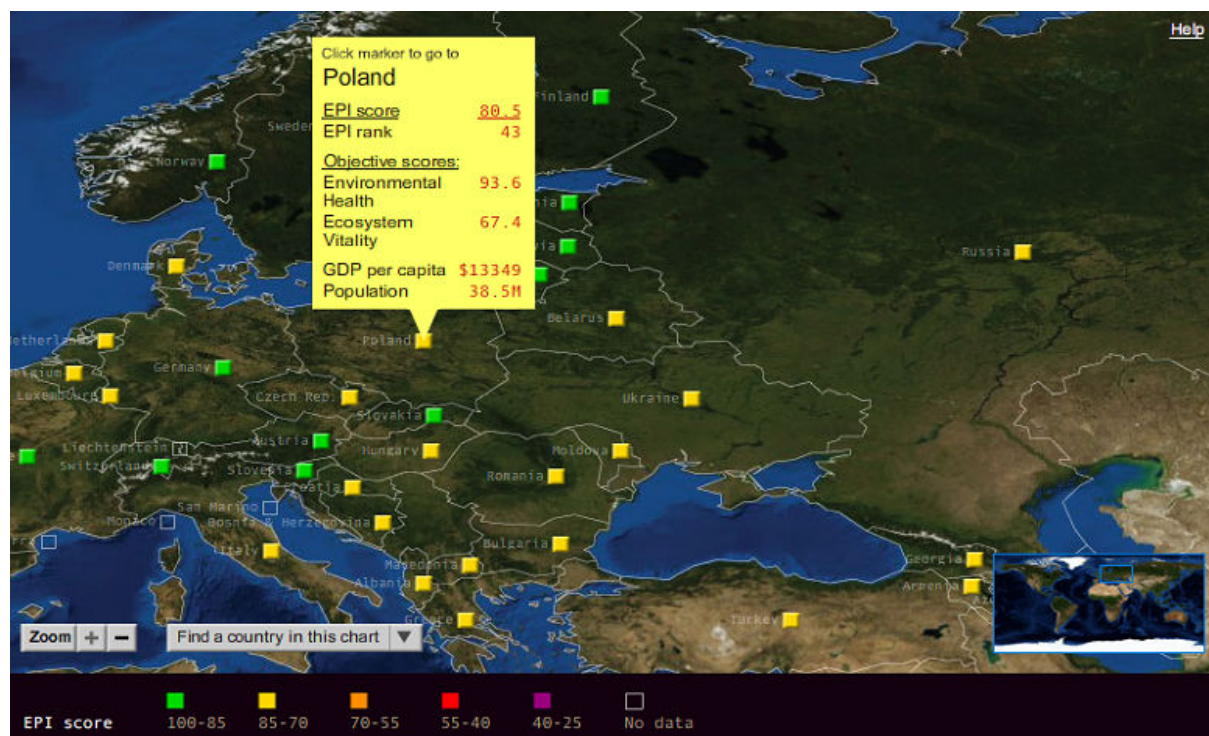
Tab. 2.13. Skala jakości EPI (EPI, 2009)

Suma	EPI
100-85	
85-70	
70-55	
55-40	
40-25	
Brak danych	

Corocznie wyniki globalnej oceny stanu środowiska z rozróżnieniem na poszczególne kraje są aktualizowane na stronach internetowych EPI (EPI, 2009). Dla każdego kraju jest przedstawiona ogólna i szczegółowa ilość punktów, którą uzyskał, oraz miejsce w rankingu (figura 1).



Rys. 2.1. Jakość środowiska naturalnego Polski na tle niektórych krajów europejskich wraz ze szczegółową oceną w 2008 roku (EPI, 2009)



- EPI score* – liczba punktów uzyskana na podstawie EPI
- EPI rank* – miejsce w rankingu wg EPI
- Environmental Health* – jakość środowiska
- Ecosystem Vitality* – jakość ekosystemów
- GDP per capita* – produkt krajowy brutto
- Population* – liczba mieszkańców

Kolejnym przykładem indeksu oceny stanu środowiska, jako sumy elementów środowiska jest Environmental Protection Index (EPI) (Siracusa i in., 2004). Jednakże ten indeks może być również zakwalifikowany do indeksów zrównoważonego rozwoju, ponieważ ocenia wpływ przemysłu na stan środowiska, czyli określa współzależność dwu z trzech podstaw zrównoważonego rozwoju. Metodologia obliczania indeksu oparta jest o macierz Leopolda (Leopold i in., 1971), która pozwala na równoczesne uwzględnienie ilości i wagi poszczególnych procesów i materiałów wykorzystywanych podczas produkcji mających wpływ na środowisko. Na początku następuje podział procesu produkcyjnego na poszczególne etapy, czyli tzw. sektory, zaczynając od magazynowaniu surowców, a kończąc na magazynowaniu gotowego produktu i ponownym wykorzystaniu odpadów produkcyjnych.

W każdym sektorze definiowana jest wielkość i wpływ emisji poszczególnych zanieczyszczeń na elementy środowiska, takie jak np. powietrze, woda, gleba, czy hałas.

Każdy rodzaj zanieczyszczenia jest opisany trzema parametrami:

- $Te$  – czas oddziaływania parametru na środowisko
- $P$  – wielkość emisji danego parametru
- $G$  – współczynnik ryzyka dla środowiska i zdrowia ludzkiego

Wszystkie parametry są bezwymiarowe i oceniane w skali od 0-1. Współczynnik  $t$  określany jest jako część doby, np. 1h = 1/24. Współczynnik  $P$  określany jest na podstawie subiektywnej oceny wg tabeli 2.14., a współczynnik  $G$  wg tabeli 2.15.

Tab. 2.14. Ocena wielkości emisji zanieczyszczenia ( $P$ ) (Siracusa i in., 2004)

Wartość współczynnika $P$	
0,00	Obecność zanieczyszczenia
0,10	Bardzo niska produkcja zanieczyszczeń, brak ryzyka
0,25	Niska produkcja zanieczyszczeń, brak ryzyka
0,50	Znacząca produkcja zanieczyszczeń, brak ryzyka
0,75	Wysoka produkcja zanieczyszczeń
1,00	Bardzo wysoka produkcja zanieczyszczeń, dopuszczalne stężenia

Tab.2.15. Ocena ryzyka zanieczyszczenia w odniesieniu do zdrowia ludzkiego i negatywnego wpływu na środowisko (Siracusa i in., 2004)

Wartość $G$	
0,00	Brak zanieczyszczenia
0,10	Zanieczyszczenie bez konsekwencji
0,25	Ograniczone i kontrolowane zanieczyszczenie
0,50	Znaczące, ale kontrolowane zanieczyszczenia
0,75	Znaczące i niekontrolowane zanieczyszczenie, ryzyko zdrowotne
1,00	Wysokie, nieodwracalne zanieczyszczenie, wysokie ryzyko zdrowotne

Następnie po określeniu parametrów wszystkich zanieczyszczeń, obliczany jest indeks zanieczyszczenia  $Y$  (index of pollution) wg równania 2.9., gdzie  $K$  oznacza sektor,  $i$  – rodzaj zanieczyszczenia i  $p$  – element środowiska (powietrze, wody powierzchniowe, gleba, itd.) i układana jest macierz zanieczyszczenia dla poszczególnych sektorów (tabela 2.16.):

$$Y_{K/i/p} = Te_{K/i/p} \cdot G_{K/i/p} \cdot P_{K/i/p} \quad (2.9.)$$

Tab. 2.16. Przykład macierzy zanieczyszczeń dla sektora K (Siracusa i in., 2004)

	Air	Water	Soil	Acoustic	...	...
Mat.1	$Y_{A/1/air}$	$Y_{A/1/water}$	$Y_{A/1/soil}$	$Y_{A/1/acoustic}$	$Y_{A/1/...}$	...
Mat.2	$Y_{A/2/air}$	$Y_{A/2/water}$	$Y_{A/2/soil}$	$Y_{A/2/acoustic}$	$Y_{A/2/...}$	...
Mat.3	$Y_{A/3/air}$	$Y_{A/3/water}$	...	...	...	...
Mat.4	...	...	$Y_{A/4/soil}$	$Y_{A/4/acoustic}$	...	...
...	...	...	...	...	...	...
Sector A	$\sum Y_{A/i/air} = Y_{LIA/air}$	$\sum Y_{A/i/water} = Y_{LIA/water}$	$\sum Y_{A/i/soil} = Y_{LIA/soil}$	$\sum Y_{A/i/acoustic} = Y_{LIA/acoustic}$	$\sum Y_{A/i/...} = Y_{LIA/...}$	$\sum Y_{A/i/...} = Y_{LIA/...}$

*Mat.n* – surowiec naturalny, gdzie  $n = 1, 2, 3..$

Suma indeksów  $Y_{K/i}$  dla danego surowca określa jego wpływ na środowisko w danym sektorze ( $L_K$ ).  $E_P$  to suma wpływów zanieczyszczeń ze wszystkich sektorów na środowisko (równanie 2.10.)

$$\sum_{i=sektorK}^n L_i = E_P \quad (2.10.)$$

Do indeksu nie została opracowana żadna skala jakości. W związku z tym faktem zalecana jest analiza porównawcza. Na podstawie indeksu  $E_P$  został oceniony wpływ produkcji polimerów na jakość środowiska (Siracusa i in., 2004). Obliczone zostały dwie formy indeksu: bezpośrednia i ważona.

### 2.3. Indeksy zrównoważonego rozwoju

Jak do tej pory powstało wiele różnych metod, na podstawie których można ocenić zrównoważony rozwój danej jednostki, czyli wpływu działalności ludzkiej na środowisko, do których zalicza się m.in. następujące metody: analizy cyklu życia (analizy LCA) (Brenttrup i in., 2001, 2004; Haas i in., 2001; Kim i Dale, 2006; Payraudeau i Werf, 2005; PN-EN ISO 14040 – 14043:2006). Environmental Impact Assessment (Deelstraa i in., 2003; Payraudeau i Werf, 2005; Rodrigues i in., 2003), Integrated Assessment of Sustainability (Kasemir i in., 1999; Rotmans, 1998; Wiek i Binder, 2005) i in. Wśród tych metod znajdują się również indeksy zrównoważonego rozwoju. Podobnie jak w przypadku indeksów oceny stanu środowiska, są to zwykle modele matematyczne. Podindeksami w ich przypadku są najczęściej filary zrównoważonego rozwoju, czyli środowisko, społeczeństwo i ekonomia

(Krajnc i Glavic, 2005a i b), ale również inne czynniki w zależności od wybranego indeksu (Lee Y. – J. i Huang, 2007; Li i in., 2005). Najczęściej parametry, które brane są pod uwagę w każdym podindeksie, są wybierane, a nie z góry przypisane. Muszą one we właściwy sposób charakteryzować poszczególne podindeksy. Jak do tej pory opracowano wiele list parametrów, które wybierane są w zależności od jednostki (obszaru), w której dokonywana jest ocena zrównoważonego rozwoju (Crabtree i Bayfield, 1998; GRI, 2009; Nader i in., 2008; Olewiler, 2006). Zwykle do tego typu indeksów nie są opracowywane skale jakości, jak w przypadku wcześniej omówionych indeksów. Dokonano przeglądu literatury dotyczącej indeksów zrównoważonego rozwoju, na których podstawie możliwa jest ocena jakości środowiska. Do tych indeksów zaliczyć można następujące indeksy: ESI (Liu K.F.R., 2007; WEF, 2005), SPI (Brunner i Rechberger, 2004; Krotschek i Narodoslavsky, 1995, 1996), TSI (Lee Y. – J. i Huang, 2007) oraz Icsd (Krajnc i Glavic, 2005 a i b).

Icsd to indeks opracowany do oceny zrównoważonego rozwoju podmiotów gospodarczych (Krajnc i Glavic, 2005b). Jednakże został on również wykorzystany do oceny zrównoważonego rozwoju jednostek podziału terytorialnego (Czekaj i Krajnc, 2008). Indeks bardzo podobnym do Icsd jest TSI, opracowany oryginalnie do oceny zrównoważonego rozwoju Taipei w Tajwanie (Lee Y. – J. i Huang, 2007).

Pierwszym etapem obu indeksów jest wybór parametrów, które charakteryzują środowisko, społeczeństwo i ekonomię wybranej jednostki. Dodatkowo w przypadku TSI uwzględniana jest czwarta grupa parametrów, które charakteryzują działalność instytucji publicznych. W związku z faktem, iż parametry są wybieralne warunkiem niezbędnym jest obiektywizm. Natomiast czynnikiem ograniczającym jest dostępność danych statystycznych.

Parametry, opisujące zrównoważony rozwój, wyrażone są w różnych jednostkach. W związku z tym faktem, bezpośrednio porównywanie poszczególnych wartości parametrów jest niemożliwe. Dlatego należy przeprowadzić normalizację (standaryzację), czyli sprowadzić wartości rzeczywiste parametrów do postaci bezwymiarowej. Gdy wzrost wartości rzeczywistej parametru ma pozytywny wpływ na zrównoważony rozwój (+) proponowana jest normalizacja wg równania 2.11 lub 2.12.:

$$I_{N,ijt}^+ = \frac{I_{A,ijt}^+ - I_{\min,jt}^+}{I_{\max,jt}^+ - I_{\min,jt}^+} \quad (2.11)$$

$$I_{N,ijt}^+ = \frac{I_{A,ijt}^+}{I_{A,ijt}^-} \quad (2.12.)$$

$I_N$  oznacza wartość znormalizowaną parametru ( $i$ ), który należy do konkretnej grupy parametrów ( $j = 1$  – środowisko,  $j = 2$  – społeczeństwo,  $j = 3$  – ekonomia,  $j = 4$  - instytucje).

$I_A$  to wartość rzeczywista, a  $\bar{I}_A$  średnia wartość rzeczywista parametru zmierzona w czasie  $t$ . Przeprowadzając normalizację wg równania 1.10. należy również wyznaczyć minimalną ( $I_{\min}$ ) i maksymalną ( $I_{\max}$ ) wartość rzeczywistą parametru.

W przypadku, gdy wzrost wartości rzeczywistej parametru ma negatywny wpływ na zrównoważony rozwój danej jednostki (-), normalizację przeprowadza się wg równania 2.13 lub 2.14.:

$$I_{N,ijt}^- = 1 - \frac{I_{A,ijt}^- - I_{\min,jt}^-}{I_{\max,jt}^- - I_{\min,jt}^-} \quad (2.13)$$

$$I_{N,ijt}^- = \frac{I_{A,ijt}^-}{I_{A,ijt}^-} \quad (2.14.)$$

Niezależnie od przyjętego sposobu normalizacji, wszystkie znormalizowane wartości parametrów przyjmują wartości należące do zbioru  $x \in \{0;1\}$ . Wartość 0 osiąga parametr, którego wartość rzeczywista osiągnęła najgorszy wynik w określonym czasie. W praktyce jest to  $I_{\min}$  danego parametru. Natomiast wartość 1 przyjmuje wartość rzeczywista parametru, która osiągnęła najlepszą wartość w danym okresie, czyli jest to  $I_{\max}$ .

Następnym etapem obliczania Icsd jest ważenie wybranych parametrów. Jedną z najczęściej wykorzystywanych w tym celu metod statystycznych (Czekaj i Krajnc 2008; Glavic i Lukman, 2005; Krajnc i Glavic, 2005b; Li i in., 2005) jest Analytical Hierarchy Process (AHP) (Saaty, 1980, 1995). Metoda polega na zestawieniu parametrów w pary we wszystkich możliwych kombinacjach. Następnie grupa ekspertów ocenia każdą parę parametrów w skali od 1 – 9, gdzie nota 1 oznacza, iż parametr A i B są parametrami równoważnymi. Jeżeli parametr A dostaje notę 9, to znaczy, że jest on 9 razy ważniejszy od

parametru B, który równocześnie otrzymuje notę 1/9. Na podstawie tej oceny obliczane są wagi poszczególnych parametrów ( $W_i$ ) wg równania 2.15 i założeń 2.16.:

$$W = I_i / \sum_{i=1}^n I_i \quad (2.15.)$$

$$\sum_{ji}^n W_{ji} = 1, \quad W_{ji} \geq 0 \quad (2.16.)$$

Wagi poszczególnych parametrów można również wyznaczać innymi sposobami, wykorzystując zarówno metody teoretyczne, np. teoria układów rozmytych (Król i in., 2008, 2007; Liu K.F.R., 2007), Delphi Technique (Jamson i in., 2008), Multivariate Analysis (Hea-Yung, 2008), Grey Theory (Chaang-Yung, 2006). Jednak niektórzy autorzy twierdzą, iż wszelkie parametry powinny być równoważne względem siebie (Barrera-Roldan i Saldivar-Valdes, 2002; Esty i in., 2005, 2006). Takie założenie zostało przyjęte w przypadku TSI.

Gdy wartości rzeczywiste poszczególnych parametrów są już przedstawione w postaci bezwymiarowej, obliczane są poszczególne podindeksy ( $I_s$ ): środowiskowy, społeczny, ekonomiczny i instytucjonalny. Wzór proponowany dla Icsd opisujący podindeksy wyrażony jest równaniem 2.17., a dla TSI równaniem 2.18.:

$$I_{s,j} = \sum_{ij}^n W_{jt} I_{N,jit}^+ + \sum_{ij}^n W_{ji} I_{N,jit}^- \quad (2.17)$$

$$I_{s,j} = \frac{\sum_{ij}^n (1 - I_{N,jit})}{n} \quad (2.18.)$$

Ostatnim etapem jest obliczenie indeksu wg wzoru. Wzór opisujący Icsd przedstawiony jest równaniem 2.19., natomiast TSI równaniem 2.20. W tym przypadku autorzy obu indeksów zakładają, iż wszystkie podindeksy są równoważne, ponieważ zarówno środowisko, społeczeństwo jak i ekonomia są tak samo ważne dla zrównoważonego rozwoju. Dlatego też waga każdego podindeksu ( $W_j$ ) jest równa odwrotności ilości ( $n$ ) podindeksów ( $W_j = 1/n_j$ )

$$I_{CSD,t} = \sum_{jt}^n W_j \times I_{S,jt} \quad (2.19.)$$

$$TSI_t = \sum_{jt}^n I_{S,jt} / n \quad (2.20.)$$

W przypadku Icsd nie została opracowana skala jakości. Fakt ten oznacza, iż oceny zrównoważonego rozwoju wybranej jednostki dokonuje się na podstawie porównania otrzymanych wyników w określonym czasie (Czekaj i Krajnc, 2008) lub z inną jednostką (Krajnc i Glavic, 2005b).

Nieco innym przykładem indeksu, który został opracowany w celu oceny wpływu działalności gospodarczej na jakość środowiska, jest SPI (Krotschek i Narodoslavsky, 1995, 1996). Na podstawie indeksu obliczana jest powierzchnia ziemi, która jest niezbędna do wprowadzenia w zrównoważony sposób określonego procesu lub usługi do biosfery. Oznacza to, iż proces powinien być przyjazny środowisku i ludziom (pracownikom, mieszkańcom, itd.), ale jednocześnie powinien przynosić określony zysk ekonomiczny (Brunner i Rechberger, 2004). Przepływ masy i energii, który jest emitowany w trakcie procesu, wyrażony jest w powierzchni ziemi ( $A_{tot}$ ). W każdym procesie technologicznym pod uwagę brane są następujące podprocesy:

- Zużycie surowców naturalnych ( $A_R$ )
- Zużycie energii ( $A_E$ )
- Zużycie masy i energii do zbudowania instalacji, niezbędnej do przeprowadzenia procesu ( $A_I$ )
- Powierzchnia ziemi zużyta do magazynowania produktów, odpadów technologicznych i emisji zanieczyszczeń ( $A_P$ )
- Można również uwzględnić powierzchnię laboratoriów i innych dodatkowych pomieszczeń ( $A_{ST}$ ).

W związku z faktem, iż parametry te są wyrażone w różnych jednostkach, należy je wcześniej znormalizować (równania 2.11. i 2.13. lub równania 2.12. i 2.14.). Następnie obliczana jest wartość  $A_{tot}$  według równania 2.21.:

$$A_{tot} = A_R + A_E + A_I + A_P + A_{ST} \quad (2.21)$$

Im mniejsza powierzchnia ziemi, tym mniejszy jest wpływ procesu gospodarczego na jakość środowiska. Innymi słowy, im mniejsza powierzchnia ziemi potrzebna do wprowadzenia danego procesu do biosfery, tym jakość środowiska jest lepsza. Do indeksu nie została opracowana skala jakości. W związku z tym faktem, wyniki SPI powinny być porównane z innymi procesami technologicznymi (Czekaj i Suchecki; 2007; 2008a).

## **2.4. Modyfikowanie indeksów**

Wśród indeksów jakości nie opracowano do tej pory indeksu uniwersalnego, na którego podstawie byłaby możliwa ocena stanu środowiska w dowolnym regionie. Dlatego wybór odpowiedniego indeksu musi być poprzedzony wstępną analizą możliwości zastosowania wybranego indeksu do konkretnego obszaru. Następnie należy wprowadzić określone modyfikacje do metodyki obliczania indeksu lub skali jakości. Bariery, które uniemożliwiają ocenę jakości środowiska na podstawie wybranego indeksu, nazywane są czynnikami modyfikacji. Ze względu na źródło powstawania przyczyn modyfikacji czynniki te można podzielić na następujące grupy (Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a i b):

- Naturalne – warunki klimatyczne, topografia terenu, stan zanieczyszczenia i wrażliwość środowiska,
- Gospodarcze – stopień rozwoju gospodarczego, charakter i stopień natężenia przemysłu, stopień i charakter zurbanizowania obszarów, natężenie ruchu samochodowego,
- Prawne – ustawodawstwo dotyczące ochrony środowiska, lokalne systemy monitoringu środowiska.

Do najczęstszych przyczyn modyfikacji należą różnice w lokalnych systemach monitoringu. Przykładem indeksu, który został zmodyfikowany ze względu na takie różnice jest IJP. Mimo, iż indeks opracowany został w Polsce, okazało się, iż bezpośrednio zastosowanie go do oceny jakości powietrza w powiecie suskim (województwo małopolskie) jest niemożliwe ze względu na różnice w monitorowanych parametrach powietrza, a także sposobie i częstotliwości wykonywanych pomiarów (Czekaj i Suchecki, 2008b). Porównanie lokalnego monitoringu powietrza prowadzonego w obu obszarach zostały przedstawione w tabeli (tabeli 1.17.).



Tab. 1.17. Porównanie lokalnych systemów monitoringu w powiecie suskim i regionie gdańskim (Czekaj i Suchecki, 2008b)

Czynniki modyfikacji	Sposób pomiaru		Częstotliwość pomiaru		Liczba punktów pomiarowych		
	SB	Gd	SB	Gd	SB	Gd	
Parametry powietrza	SO <sub>2</sub>	P	A	miesiąc	ciągły	3	10
	NO <sub>2</sub>	P	A	miesiąc	ciągły	3	11
	CO	bd	A	bd	ciągły	bd	6
	O <sub>3</sub>	bd	A	bd	ciągły	bd	5
	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	P	bd	miesiąc	bd	1	bd
	PM <sub>10</sub>	M	A	24 h	ciągły	1	10

*SB* – powiat suski

*Gd* – region gdański

*P* – metoda pasywna pomiaru

*A* – pomiar za pomocą automatycznej stacji pomiarowej

*bd* – brak danych

Innym problemem związanym z monitoringiem środowiska jest brak danych lub brak ciągłości w monitorowaniu poszczególnych parametrów jakości środowiska. Fakt ten może powodować duże trudności w rzetelnej ocenie stanu środowiska nie tylko, jeśli chodzi o wykorzystanie indeksów jakości powietrza w tym celu. Istnieją metody, dzięki którym można uzupełnić brak informacji, wykorzystując zależności występujące między poszczególnymi parametrami środowiska (Reungoat i in., 2004; Zereini i in., 2005) oraz między elementami środowiska (Laudon i in., 2005). Często jednak metody te wymagają licznych analiz i specjalistycznej aparatury, co generuje wysokie koszty (Barbante i in., 2004; Czekaj i Suchecki, 2006; Jackson i in., 2004). Do uzupełnienia brakujących danych można również stosować metody statystyczne, które nie wymagają dużych nakładów finansowych. Jednakże w tym przypadku należy się liczyć z możliwością występowania błędu statystycznego, który w dużej mierze zależy od wiarygodności posiadanych danych oraz od przebiegu ich zmienności w poszczególnych latach. Interesującą metodą szacunkową, której rzetelność zwiększa fakt wykorzystywania danych historycznych jest metoda MAGIC (Laudon i in., 2005), która została opracowana w celu retrospektywnej analizy stężeń jonu SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> w

pokrywie śnieżnej i potokach, wezbranych od topniejącego śniegu, która pozwoliła autorom metody oszacować stężenia tego parametru aż od roku 1860.

Jednym z najważniejszych czynników, uwzględnianym podczas modyfikacji indeksów jakości środowiska, jest lokalny klimat (Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a i b). Najczęściej uwarunkowania klimatyczne odzwierciedlone są w aktach prawnych, chociaż w USA do oceny jakości powietrza wykorzystywany jest tylko AQI mimo, iż kraj leży w wielu strefach klimatycznych (AIRNow, 2009; EPA 2009). Warunki klimatyczne (temperatura i wilgotność powietrza, stopień nasłonecznienia) mogą wpływać na właściwości zanieczyszczeń i zależności między poszczególnymi zanieczyszczeniami (antagonistyczne, synergistyczne, addytywne) (Daly i Wania, 2005; Ford i Colwell, 1995; Li X.-mei i in., 2005; Zereini i in., 2005). Przykładem dostosowywania indeksu do lokalnych warunków klimatycznych jest AQI wykorzystywany w Tajwanie (Liu Ch. – M., 2002) i PI obliczany dla regionu Neapolu (Murena, 2004). Oba indeksy zostały opracowane w oparciu o PSI (Jiang i in., 2004), którego jednym z podindeksów jest  $\text{NO}_2$ . W Tajwanie dowiedziono, że obliczanie tego podindeksu do AQI nie jest konieczne. Natomiast w Neapolu okazało się, że konieczne jest obliczanie podindeksu  $\text{NO}_2$  co godzinę, żeby PI rzetelnie odzwierciedlał stan atmosfery, ponieważ ma on w tym regionie decydujące znaczenie dla jakości powietrza.

Ukształtowanie terenu jest kolejnym przykładem czynnika modyfikacji. Nachylenie podłoża wpływa nie tylko na sposób rozchodzenia się zanieczyszczeń w glebie i wodach powierzchniowych, ale również na intensyfikację naturalnych procesów takich, jak wymywanie i spływ powierzchniowy substancji mineralnych, czy erozję gleby (Baron i in., 2005; Czekaj i Grzyb, 2007). Występowanie silniejszych wiatrów, większego promieniowania słonecznego (zwłaszcza w przypadku stoków południowych), wyższego ciśnienia atmosferycznego, niższej temperatury oraz wyższej wilgotności powietrza (w klimacie umiarkowanym) powoduje, iż sposób rozchodzenia się zanieczyszczeń w powietrzu jest inny, niż w przypadku obszarów nizinnych (Barbante i in., 2004; Daly i Wania, 2005; Modrzyński, 2003). Twierdzi się również, iż góry są naturalną barierą dla rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu. W związku z tym faktem, stężenie zanieczyszczeń może być wyższe, niż by na to wskazywała działalność gospodarcza w danym regionie (Brum i in., 2004; Drooge i in., 2004; Modrzyński, 2003; Sakata i in., 2004; Sapkota i in., 2005). Wszystkie powyższe czynniki wpływają na potęgowanie procesów korozji zachodzących w przyrodzie (roślinności, gleby) oraz pogarszanie się jakości wód powierzchniowych (Czekaj i Grzyb, 2007; Modrzyński, 2003). Niezależnie od miejsca występowania właściwości chemiczne i fizyczne zanieczyszczeń w obszarach górskich ze względu na wymienione

czynniki mogą się również zmieniać (Crabtree i Bayfield, 1998). Dlatego też ukształtowanie terenu powinno być wzięte pod uwagę przy wyborze indeksu i ocenie jakości środowiska. W innym przypadku indeks musi być dostosowany do lokalnych warunków (Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a).

Indeksy jakości środowiska, zwłaszcza jakości powietrza atmosferycznego, są modyfikowane ze względu na stopień zurbanizowania obszaru i natężenia samochodowego. W zależności od rodzaju zabudowy i natężenia ruchu samochodowego zależy stopień zwiększenia stężenia zanieczyszczeń w powietrzu (Ge i in., 2004; West i in., 2004). Stąd też opracowywane są indeksy jakości powietrza wyłącznie do oceny stanu atmosfery w obszarach zurbanizowanych (ARMAAG, 2009; Ravetz, 2000; Reungoat i in., 2003; Ruiz-Suarez i Mayora, 1994). IJP zaliczany jest do grupy indeksów, na których podstawie ocenia się jakość powietrza w obszarach zurbanizowanych (ARMAAG, 2009). Jednakże znalazł on po modyfikacji zastosowanie również w innych obszarach (Czekaj i Suchecki, 2008b). Kolejnym przykładem jest PI, który oryginalnie opracowany był dla regionu neapolitańskiego. Został wykorzystany również do oceny stanu jakości powietrza w mieście Neapol. W tym celu zmodyfikowano go o współczynnik wyrażający wprost proporcjonalną zależność między powierzchnią obszaru monitorowaną przez konkretną stację pomiarową, a powierzchnią całego miasta. W ten sposób opracowany został UPI (Murena, 2004).

Kolejnym czynnikiem, który należy uwzględniać podczas modyfikacji indeksu jest profil gospodarczy regionu.. Zabiegi, takie jak przede wszystkim nawożenie gleby, które ma na celu zapobieganie wyjałowieniu gleby, nieodpowiednio przeprowadzane jest przyczyną eutrofizacji wód (Czekaj i Grzyb, 2007; Li i in., 2005; Payraudeau i in., 2005). Podobnie stosowanie środków ochrony roślin, w sposób niewłaściwy, jest przyczyną zanieczyszczenia wszystkich elementów środowiska (Clymo i in., 2005). Z kolei w obszarach o wysokim stopniu uprzemysłowienia oprócz oczywistego faktu, iż stężenia zanieczyszczeń emitowanych do środowiska będą wyższe, powinno się uwzględniać również zanieczyszczenia charakterystyczne dla danej gałęzi przemysłu (Batonneau i in., 2004; Begum i in., 2005; Guo i in., 2008; Mackenzie i in., 2004; Ruparelia i in., 2008; Sakata i in., 2008). Okazuje się więc, iż czasami modyfikacja polega na włączaniu do oceny dodatkowych parametrów, które nie są uwzględniane w przypadku oryginalnego indeksu. Taka sytuacja zaistniała podczas oceny stanu atmosfery w powiecie suskim (województwo małopolskie) na podstawie IJP. Do oceny został dodatkowo włączony benzen, który pierwotnie nie był uwzględniany (Czekaj i Suchecki, 2008b).

### 3. Cel pracy

Przeprowadzono retrospektywną analizę parametrów jakości środowiska w celu interpretacji wyników monitoringu i oceny stanu środowiska w powiecie suskim w latach 2000-2006. W tym celu wykorzystano model matematyczny – Composite Index of Sustainable Development. Jednakże, indeks ten służył do oceny stopnia zrównoważonego rozwoju, gdzie jakość środowiska stanowiła jedynie jeden z trzech aspektów analizy. Dlatego też przeprowadzono szereg modyfikacji w celu dostosowania go do szczegółowej oceny stanu środowiska wybranego obszaru. Wynikiem modyfikacji było opracowanie nowego modelu – Indeksu Jakości Środowiska (IJS). Zaproponowano dwie formy indeksu: podstawową ( $EQI_G$ ) i uzupełniającą ( $EQI_T$ ). Na podstawie pierwszego indeksu przeprowadzono ogólną analizę wszystkich danych, które są uzyskiwane z monitoringu środowiska prowadzonego w powiecie suskim. Drugi indeks wykorzystano, aby sprawdzić, jak warunki naturalne wpływają na stan środowiska w analizowanym obszarze. Dzięki dwuetapowej analizie parametrów jakości środowiska dokonano szczegółowej interpretacji wyników monitoringu oraz oceny stanu środowiska.

Dodatkowo przeprowadzono analizę porównawczą IJS zarówno z oryginalnym indeksem, jak i innymi indeksami jakości środowiska. Pozwoliło to na określenie czynników, które muszą być uwzględnione podczas dostosowywania IJS przed zastosowaniem w obszarze innym, niż powiat suski. W pracy podano sposoby modyfikacji. Sprawdzono również możliwość zastosowania opracowanego indeksu w celach praktycznych.

#### 4. Opracowanie Indeksu Jakości Środowiska (IJS) i skali jakości

Do oceny stanu środowiska wybranego obszaru na podstawie parametrów środowiska opracowany został Indeks Jakości Środowiska (IJS). Indeks jest zmodyfikowaną formą Icsd, którego autorami są Krajnc i Glavic z Uniwersytetu w Maribor, Słowenia (Krajnc i Glavic, 2005a). Opracowano dwie postaci IJS: podstawową ( $EQI_G$ ) i uzupełniającą ( $EQI_T$ ), obliczaną z uwzględnieniem lokalnych warunków wybranego obszaru. Metodologia obliczania IJS jest skrócona, ponieważ połączono niektóre etapy. Wprowadzono nowe oraz zmodyfikowane parametry, które oznaczono nowymi symbolami. W przypadku parametrów, które nie uległy zmianie, zachowano oryginalne oznaczenia.

Zmiany dotyczą już pierwszego etapu, czyli wyboru parametrów. W związku z niebezpieczeństwem braku obiektywizmu podczas wyboru parametrów w przypadku oryginalnego indeksu założono, iż ocena stanu środowiska będzie dokonywana na podstawie wszystkich parametrów, które są objęte monitoringiem środowiska na terenie wybranego obszaru i których dopuszczalne normy są opisane w aktach prawnych. Parametry te w sposób bezpośredni opisują jakość środowiska. Dodatkowo, do oceny można włączyć również inne parametry, które opisują jakość środowiska w sposób pośredni, takie jak np. zużycie lub zapotrzebowanie na energię w danym obszarze, natężenie ruchu samochodowego, czy wydatki budżetu lokalnego na ochronę środowiska. Jednakże w przypadku tych parametrów należy kierować się również dostępnością danych statystycznych. Im więcej parametrów zostanie uwzględnionych, tym ocena stanu środowiska będzie bardziej dokładna.

Największe zmiany dotyczące metodologii obliczania IJS w stosunku do indeksu oryginalnego występują w przypadku następnego etapu. Normalizacja w przypadku IJS przeprowadzana jest wyłącznie wg równania 2.11. lub 2.13., w zależności od tego, czy wzrost danego parametru ma pozytywny (+) czy negatywny (-) wpływ na jakość środowiska. Wprowadzono jednak pewne zmiany (równanie 4.1. i 4.2.). Wartość  $I_{\max,ijt}$  zastąpiona jest wartością stężenia dopuszczalnego ( $V_{A,i}$ ), opisanego w aktach prawnych. Nie wyznaczana jest również wartość  $I_{\min,ijt}$ . Założono, iż wartością minimalną może być równa zero ( $I_{\min,ijt}=0$ ). Nie oznacza to, iż dany parametr nie występuje w środowisku, lecz jego wartość rzeczywista jest bardzo mała i nie ma znaczenia dla analizy. Wartość N oznacza znormalizowaną parametru.

$$N_{ij}^+ = \frac{I_{A,ij}^+}{V_{A,ji}^+} \quad (4.1.)$$

$$N_{ij}^- = 1 - \frac{I_{A,ij}^-}{V_{A,ji}^-} \quad (4.2.)$$

W wyniku tych zmian, otrzymany wynik przyjmuje wartości ze zbioru liczb  $\bar{x} \in \{-\infty; 1\}$ . Oznacza to, że wartość znormalizowana parametru będzie równa zero ( $N_{ji} = 0$ ), gdy jego wartość rzeczywista jest równa wartości dopuszczalnej ( $I_{A,ji} = V_{A,ji}$ ), opisanej w aktach prawnych. Gdy wartość dopuszczalna jest przekroczona ( $I_{A,i} > V_{A,i}$ ), wtedy wartość znormalizowana uzyskuje wynik ujemny ( $N_i < 0$ ). Wynika z tego, iż  $N_{ji}$  jest równa 1 ( $N_{ji} = 1$ ), gdy dany parametr nie występuje w środowisku. Osiągnięcie takiego stanu jest praktycznie niemożliwe. Jeżeli jednak rzeczywista wartość jest niższa o ponad rząd wielkości ( $N_i \ll V_{A,i}$ ), wtedy wynik  $N_{ji}$  parametru może być równy 1 ( $N_i = 1$ ).

Przyjęcie takiego sposobu normalizacji powoduje, iż ocena stanu środowiska jest niezależna od wartości granicznych uzyskanych w danym czasie ( $t$ ). Jednakże, należy pamiętać, iż wyniki  $I_{A,ji}$  muszą być odniesione do odpowiedniej wartości  $V_{A,ji}$ . Przykładowo, oceniając stan środowiska w skali roku, należy przyjąć wartości  $V_A$  obowiązujące dla danych parametrów w skali roku.

W przypadku parametrów, których normy dopuszczalne nie są opisane w polskich aktach prawnych, istnieje możliwość wstawienia średniej wartości rzeczywistej ( $\bar{I}_{A,it}$ ), obliczonej dla nadrzędnej jednostki podziału terytorialnego, do której należy wybrany obszar zamiast  $V_{A,i}$ , lub innej wartości docelowej. Przykładowo, jeżeli dokonywana jest ocena stanu środowiska w powiecie, wtedy w tym przypadku przyjmuje się, iż  $\bar{I}_{A,it}$  to średnia rzeczywista wartość danego parametru obliczona lub przyjęta dla województwa.

Następna modyfikacja dotyczy ustalania wagi wybranych parametrów. Etap ten dotyczy tylko indeksu uzupełniającego ( $EQI_T$ ) i przeprowadzany jest w celu określenia wpływu różnych czynników na jakość środowiska. Grupa ekspertów powinna składać się z osób, posiadających wiedzę na temat środowiska wybranego obszaru (Wojewódzki i Powiatowy Inspektorat Ochrony Środowiska, Wojewódzka i Powiatowa Stacja Sanitarno-

Epidemiologiczna). Obliczanie wag na podstawie kwestionariusza jest uzasadnione w takim wypadku. Wagi poszczególnych parametrów wyznaczone mogą być dowolną metodą statystyczną, np. wykorzystując AHP (Czekaj i Krajnc, 2008; Glavic i Lukman, 2005; Krajnc i Glavic, 2005b; Li i in., 2005; Saaty, 1980, 1995).

W przypadku  $EQIG$  wagi poszczególnych parametrów nie są obliczane. Założono, iż nie jest to potrzebne, gdy do obliczeń włączone są dopuszczalne normy substancji (zanieczyszczeń). Dopuszczalne stężenia poszczególnych substancji w środowisku różnią się znacznie między sobą (tabela 4.1.). Różnice wynikają z faktu, iż poszczególne substancje mają różny wpływ na środowisko, czyli mają różne wagi. Dlatego też można założyć, iż po uwzględnieniu dopuszczalnych stężeń poszczególnych substancji w środowisku, włączone do oceny parametry są równoważące. Dlatego wartości, które będą przyjmować poszczególne wagi, będą takie same ( $W_a = W_b$ ) i równe odwrotności ilości parametrów (i) w grupie (j) ( $W_{ji} = 1/n_{ji}$ ).

Jednakże w przypadku, gdy wagi poszczególnych parametrów nie są wyznaczone, parametry, których dopuszczalne stężenia nie są opisane w aktach prawnych, nie mogą być włączone do oceny stanu środowiska. Nie jest wtedy określony ich wpływ na środowisko w odniesieniu do innych parametrów.

Fundamentalną różnicą między Icsd, a jego zmodyfikowaną formą, są podindeksy. W oryginalnym indeksie opisują one filary zrównoważonego rozwoju, czyli środowisko, społeczeństwo i ekonomię. W tym przypadku środowisko jest tylko jednym z aspektów oceny (podindeksem). Natomiast IJS jest opracowany wyłącznie w celu oceny stanu środowiska, a poszczególne jego elementy (wody powierzchniowe, wody podziemne, gleba, powietrze atmosferyczne) są podindeksami i składają się na jego podstawową ocenę.

Zarówno w przypadku Icsd, jak i IJS do oceny, oprócz podstawowych, mogą być włączone również dodatkowe podindeksy. Inne grupy parametrów powinny opisywać inne aspekty zrównoważonego rozwoju w przypadku Icsd (Crabtree i Bayfield, 1998; Czekaj i Krajnc 2008; Lee Y. - J. i Huang, 2007) lub jakości środowiska w przypadku IJS. Dodatkowe podindeksy IJS mogą uwzględniać wpływ działalności gospodarczej lub życiowej człowieka. Wtedy indeks może być również rozpatrywany w kategorii indeksów zrównoważonego rozwoju ze szczególnym uwzględnieniem środowiska.

Tab. 4.1. Dopuszczalne stężenia wybranych substancji w powietrzu atmosferycznym (\*Dz. U. 2003 nr 1 poz.12; \*\*Dz. U. 2008 nr 47 poz. 281), wodach powierzchniowych (Dz. U. 2002 nr 204 poz. 1728) i glebie (Dz. U. 2002 nr 165 poz. 1359)

Substancja	Dopuszczalne stężenie w skali roku
<b>Powietrze atmosferyczne</b>	
Dwutlenek azotu	40 µg/m <sup>3</sup>
Dwutlenek siarki	*30 µg/m <sup>3</sup> , **20µg/m <sup>3</sup>
Benzen	5 µg/m <sup>3</sup>
<b>Wody powierzchniowe*</b>	
Siarczany	250 mg/l
Azot Kjeldahla	3 mg/l
Ołów	0,05 mg/l
<b>Gleba**</b>	
Cynk	100 mg/kg
Miedź	30 mg/kg
Rtęć	0,5 mg/kg

\* wymagania, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe kategorii A3

\*\* wymagania, jakim powinny odpowiadać gleby z grupy A

Kolejną modyfikacją podindeksów jest włączenie normalizacji bezpośrednio do algorytmu, na podstawie którego są one obliczane. Obliczając  $EQI_T$ , podindeksy ( $S$ ) wyznaczone są na podstawie równania 4.3.:

$$SI_j = \sum_{ij}^n \left[ W_{ij} \left( \frac{I_{A,ij}^+}{V_{A,ji}} \right) \right] + \sum_{ij}^n \left[ W_{ij} \left( 1 - \frac{I_{A,ij}^-}{V_{A,ij}} \right) \right] \quad (4.3.)$$

Natomiast w przypadku obliczania postaci podstawowej IJS ( $EQI_G$ ), w której założono, iż wagi poszczególnych parametrów są wyrażone w dopuszczalnych stężeniach opisanych w aktach prawnych, podindeksy obliczane są wg równania 4.4.:

$$SI_j = \sum_{ij}^n \left[ \frac{I_{A,ij}^+}{V_{A,ji} \times n_{ij}} \right] + \sum_{ij}^n \left[ \left( 1 - \frac{I_{A,ij}^-}{V_{A,ji}} \right) / n_{ij} \right] \quad (4.4.)$$

Obliczenie indeksu jest ostatnim etapem w przypadku Icsd. Jednakże, w związku z faktem, iż ocena zależna jest od wartości granicznych uzyskanych w danym czasie, nie



możliwe było opracowanie skali jakości, na której podstawie wynik byłby jednoznacznie oceniony. To powoduje, iż ocena na podstawie Icsd może mieć wyłącznie charakter porównawczy.

W przypadku IJŚ obliczenie indeksu to przedostatni etap. Jeśli chodzi o algorytm, na którego podstawie obliczany jest indeks, nie wprowadzono istotnych zmian. Ustalono jednak, iż w przypadku obliczania IJŚ dla konkretnego obszaru (równanie 4.5.), można uwzględnić różne wagi dla poszczególnych podindeksów ( $W_j$ ).

$$EQI_T = \sum_{jt}^n (W_j \times SI_{jt}) \quad (4.5.)$$

W przypadku indeksu podstawowego IJŚ założono, iż wszystkie elementy środowiska (podindeksy) mają takie samo znaczenie w kontekście ochrony środowiska. Dlatego w przypadku  $EQI_G$  spełniony jest następujący warunek:  $W_j = 1/n_j$ , gdzie  $n$  to ilość podindeksów ( $j$ ) włączona do oceny. Sposób obliczania  $EQI_G$  opisany jest równaniem 4.6.:

$$EQI_G = \sum_{jt}^n \left( \frac{SI_{jt}}{n_j} \right) \quad (4.6.)$$

Ostatnim etapem obliczania IJŚ jest porównanie uzyskanych wyników ze skalą jakości, która jest innowacyjnym rozwiązaniem. Otrzymany wynik wskazuje jakość środowiska w danym obszarze, a także ułatwia interpretację uzyskanych wyników na wielu poziomach: parametrów, podindeksów i indeksu. Nawet pojedynczy wynik niesie ze sobą informację, której odczytanie ułatwia skala jakości IJŚ, opisana w następnym podrozdziale.

Autorskim rozwiązaniem jest opracowanie skali jakości dla IJŚ, której nie ma w oryginalnym indeksie. Skala jakości wskazuje jednoznacznie stan środowiska i ułatwia interpretację uzyskanych wyników. Dokonano przeglądu indeksów, do których zostały opracowane skale jakości (Czekaj i Suchecki 2007, 2008a i b). Przeanalizowano sposób ich opracowywania (ARMAAG 2007; Murena 2004; AIRNow 2009). Okazało się, iż poszczególne przedziały w skali jakości są wyznaczone zwykle na zasadzie procentowego udziału wartości rzeczywistej w wartości dopuszczalnej. Wartości, które przyjmuje IJŚ, należą do zbioru liczb  $\bar{x} \in \{-\infty; 1\}$ . Jednakże przy opracowywaniu skali jakości ograniczono

się do liczb z zakresu  $y \in \{-0,999; 0,999\}$ , na których podstawie zostało wyznaczonych pięć klas jakości środowiska: bardzo zła, zła, dostateczna, zadowalająca i bardzo dobra. Wraz ze wzrostem wartości o 20% od wartości minimalnej jakość środowiska poprawia się o klasę. Uznano również, iż wszystkie wartości, które uzyskają gorszy wynik, niż  $-1$  ( $EQI < -1$ ) należą do najgorszej klasy jakości, czyli środowisko jest w stanie zdegradowanym. Natomiast indeks uzyskuje wartość 1 ( $EQI = 1$ ), gdy środowisko jest w stanie idealnym. Sumując skala jakości środowiska IJŚ jest podzielona na siedem klas (stanów) (tabela 4.2.).

Tab. 4.2. Skala jakości IJŚ

Skala Jakości Środowiska			
Wartość IJŚ		Ocena stanu środowiska	Udział $I_{A,ji}$ w $V_{A,ji}$ [%]
Max	Min		
	1	Idealny	< 1
0,999	0,600	Bardzo dobry	1 - 40
0,599	0,200	Zadowalający	40 - 80
0,199	-0,199	Dostateczny	80 - 120
-0,200	-0,599	Zły	120 - 160
-0,600	-0,999	Bardzo zły	160 - 200
-1	— $\infty$	Zdegradowany	> 200

W przypadku, gdy wartość IJŚ jest równa 0 ( $EQI = 0$ ), wartości rzeczywiste parametrów osiągają wartości dopuszczalne opisane w aktach prawnych. Z tego wynika, iż indeks osiąga wartość większą od 0 ( $EQI > 0$ ), gdy jakość środowiska mieści się w dopuszczalnych normach. Należy jednak pamiętać, że mimo wszystko część pojedynczych parametrów może osiągać wtedy wartości mniejsze od 0 ( $N_i < 0$ ), czyli ich wartości rzeczywiste przekraczają dopuszczalne normy ( $I_{A,i} > V_{A,i}$ ). Założono również, iż środowisko jest w stanie dostatecznym, gdy odchylenie standardowe od dopuszczalnych norm wynosi 10% ( $\sigma = 10\%$ ).

Dodatkowo, w skali jakości przedstawiono udział procentowy rzeczywistych wartości parametrów w ich dopuszczalnym stężeniu określonym w aktach prawnych dla każdej klasy

jakości środowiska. Pozwala to na wstępną analizę jakości parametrów na podstawie rzeczywistych wartości.

Na podstawie wyżej wymienionych rozważań zostały wprowadzone następujące pojęcia i definicje, mające na celu ułatwić dalszą interpretację wyników oraz określone działanie w przypadku poszczególnych klas jakości:

- *Monitoring standardowy*– prowadzony jest przed dokonaniem (aktualnej) analizy stanu środowiska na podstawie IJS i obejmuje *wskaźniki podstawowe*.
- *Monitoring rozszerzony*– wprowadzany jest w stosunku do parametrów jakości środowiska, wśród których wyróżnia się *wskaźniki degradacji (pogarszania się) i poprawy jakości środowiska*. Monitoring ten polega na wprowadzeniu dodatkowych punktów pomiarowych lub zwiększeniu częstotliwości wykonywanych pomiarów w stosunku do monitoringu standardowego.
- *Wskaźniki podstawowe* – parametry jakości środowiska danego obszaru, które ze względu na pozytywne wyniki nie muszą być objęte monitoringiem rozszerzonym.
- *Wskaźniki degradacji środowiska (pogarszania się jakości)* – parametry jakości środowiska, których wartości rzeczywiste nie przekraczają wartości dopuszczalnych, lecz osiągają stosunkowo złe wyniki stanowiące 70-100% dopuszczalnego stężenia opisanego w aktach prawnych. Ich wartości znormalizowane wahają się od 0,000 – 0,300 punktu ( $N_i = \{0,000;0,300\}$ ).
- *Wskaźniki poprawy jakości środowiska* – parametry jakości środowiska, których wartości rzeczywiste przekraczają dopuszczalne stężenia opisane w aktach prawnych ( $I_{A,i} > V_{A,i}$ ), czyli ich wartości znormalizowane uzyskują wyniki ujemne ( $N_i < 0$ ).

Na podstawie określonej jakości środowiska (indeksu), poszczególnych jego elementów (podindeksów) i parametrów (znormalizowanych wartości) oraz kierując się powyższymi zaleceniami można opracowywać programy ochrony środowiska i w prawidłowy sposób planować monitoring środowiska (Czekaj i Suchecki, 2006 i 2008b).

## 5. Retrospektywna analiza środowiska powiatu suskiego

Dokonano retrospektywnej analizy parametrów jakości środowiska na podstawie IJS, której celem była ocena podstawowa (ogólna) ( $EQI_G$ ) i uzupełniająca ( $EQI_T$ ) stanu środowiska wybranego obszaru. Okresem wziętym pod uwagę były lata 2000-2006, a wybranym obszarem - powiat suski.

### 5.1. Charakterystyka obszaru

Powiat suski, którego siedzibą władz powiatowych jest Sucha Beskidzka, obejmuje 687 km<sup>2</sup> i leży na południowo-zachodnim krańcu województwa małopolskiego. Położenie powiatu w województwie zostało przedstawione poniżej (rysunek 5.1.)

Rys. 5.1. Mapa administracyjna województwa małopolskiego (PAPL, 2008)



W powiecie mieszka ok. 82 tys. mieszkańców. Powiat obejmuje dziewięć gmin, w tym dwa miasta (Sucha Beskidzka i Jordanów), gminę miejsko-wiejską (Maków Podhalański) i sześć gmin wiejskich (Budzów, Bystra-Sidzina, Jordanów, Stryszawa, Zawoja i Zembrzyce). Podział administracyjny powiatu suskiego został przedstawiony poniżej (rysunek 5.2.).

Powiat suski jest obszarem typowo górskim położonym na granicy Beskidu Żywieckiego, Małego i Makowskiego, a naturalnym bogactwem regionu są lasy zajmujące w przybliżeniu 48,7% obszaru powiatu (Czekaj i Suchecki, 2006). Równocześnie tereny rolnicze pokrywają  $\approx 31,4\%$  (PS, 2009). Główną rzeką regionu jest Skawa, która wraz z mniejszymi dopływami (Stryszawka, Paleczka, Skawica i in.) stanowią prawobrzeżny dopływ Wisły. Wszystkie rzeki i potoki na terenie powiatu suskiego należą do basenu Morza Bałtyckiego (Czekaj i Grzyb, 2007; Gołuszka i Kwaśny, 2004).

Rys. 5.2. Podział administracyjny powiatu suskiego (PAPL, 2008)



W gminie Zawoja, znajduje się Babiogórski Park Narodowy. Został on utworzony wokół „królowej Beskidów” w roku 1954, a wcześniej istniał jako rezerwat Babiej Góry (1725m n.p.m.) (fotografia 5.1.). Ze względu na charakterystyczne dla Beskidów i prawie niezmienione ręką ludzką środowisko w roku 1977 został również włączony przez Organizację Narodów Zjednoczonych do Spraw Nauki, Kultury i Oświaty w sieć światowych rezerwatów biosfery (Fujak K. i Fujak J., 2000; Rotter i Ficek, 1995; UNESCO, 2009). Fakt ten potwierdza dużą wartość parku, jako źródła informacji przyrodniczej, a także obserwacji stopnia zniekształcenia środowiska przez postęp cywilizacyjny (Czekaj i Grzyb, 2007; POŚrPS, 2003).

Fot. 5.1. Widok na Babią Górę



## 5.2. Analiza systemu monitoringu środowiska

Monitoringiem środowiska w powiecie suskim objęte są następujące elementy środowiska: wody powierzchniowe i podziemne, powietrze atmosferyczne i gleby. W latach 2000-2006 pomiary poszczególnych parametrów środowiska w ramach PMS wykonywały następujące instytucje:

- Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie (WOŚP, 2009),
- Powiatowa Stacja Sanitarno-Epidemiologiczna w Suchej Beskidzkiej.

Monitoring powietrza prowadzony na terenie powiatu suskiego w latach 2000-2006 obejmował następujące parametry: SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> i PM<sub>10</sub>. W tabeli 5.1. przedstawiono sposób wykonywania pomiarów poszczególnych parametrów oraz rozmieszczenie punktów pomiarowych.

Tab. 5.1. Lokalizacja punktów pomiaru stężeń poszczególnych substancji w powietrzu mierzonych w powiecie suskim (WOŚP, 2009) (*P* –metoda pasywna, *M-24* – 24 godz. pomiar manualny)

Punkt pomiaru	SO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	PM <sub>10</sub>	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>
Sucha Beskidzka, ul. M. Konopnickiej	-	-	-	P
Sucha Beskidzka, Rynek	P	P	-	-
Zawoja, BPN	P	P	-	-
BPN	P	P	-	-
Maków Podhalański, ul. Kościuszki	-	-	M-24	-

Metody pasywne pozwalają na wyznaczenie średnich stężeń zanieczyszczeń w powietrzu w dłuższym okresie. Nie jest możliwe wyznaczenie stężeń chwilowych. Dlatego najkrótszym okresem, dla którego można uśredniać wyniki z monitoringu powietrza dla powiatu suskiego jest doba w przypadku PM<sub>10</sub> i dłuższe okresy czasu dla pozostałych parametrów powietrza. W związku z tym faktem, uśrednione wyniki monitoringu powietrza w powiecie suskim można porównać z dopuszczalnymi stężeniami poszczególnych substancji,

wyznaczonymi w skali roku (Dz. U. 2003 nr 1 poz.12, Dz. U. 2008 nr 47 poz. 281). Wyjątek stanowi PM<sub>10</sub>, dla którego wyniki można również odnieść do norm obowiązujących w skali 24 godzin. W tabeli 5.2. zostały przedstawione uśrednione wyniki monitoringu powietrza w powiecie suskim.

Tab. 5.2. Średnioroczne stężenia wybranych zanieczyszczeń w powiecie suskim obliczone na podstawie pomiarów miesięcznych

Rok	Średnioroczne stężenia (µg/m <sup>3</sup> )			
	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>10</sub>	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>
2000	13,9	10,5	30,1	bd
2001	20,3	16,3	33,5	bd
2002	17,5	11,7	24,9	bd
2003	34	19,1	33,8	3
2004	8,4	10,6	bd	4
2005	10,3	16,8	56,2	6
2006	23,4	24,5	54,5	5,7

*bd* – brak danych

Monitoring wód powierzchniowych prowadzony na terenie powiatu suskiego w latach 2000-2006 obejmował łącznie 32 parametry jakości wody, których normy dopuszczalne są określone w aktach prawnych (Dz. U. 2003 nr 1 poz.12). Na obszarze powiatu suskiego pomiarów dokonywano w 4 punktach pomiarowych. Dwa punkty zlokalizowane są na głównej rzece regionu – Skawie - w Jordanowie i Suchej Beskidzkiej. Po jednym punkcie pomiary dokonywane były na Paleczce i Stryszawce, dopływach Skawy. Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska w przypadku wód stężenia dopuszczalne są uśredniane w skali roku. Ilość pomiarów wykonywanych w ciągu roku wahała się średnio w zależności od stanowiska pomiarowego, parametru i roku od 0 – 11 w danego roku. W tabeli 5.3. przedstawiono średnioroczne wyniki pomiarów poszczególnych parametrów wody, które monitorowane były w powiecie suskim w latach 2000-2006.

Tab. 5.3. Lokalizacja punktów pomiaru stężeń poszczególnych substancji w wodach powierzchniowych mierzonych w powiecie suskim (WOŚP, 2009)

Lp.	Parametry (mg/l)	Średnioroczne wyniki monitoringu wód powierzchniowych						
		2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
1	Temperatura wody <sup>a</sup>	9,8	8,2	10,5	9,3	11,8	11,3	11,7
2	Zawiesina ogólna	17,9	12,9	12,4	12,2	58,2	40,3	7,8
3	Odczyn <sup>b</sup>	8,2	8,1	8,1	8,0	7,9	8,2	8,4
4	Tlen rozpuszczony <sup>c</sup>	10,443	10,708	10,888	11,231	10,8	10,506	11,284
5	BZT5	4,857	4,781	4,588	4,422	2,964	4,600	4,101
6	Ogólny węgiel organiczny	bd	bd	bd	bd	4,051	4,992	3,923
7	Amoniak	0,761	0,738	0,648	1,010	0,432	0,576	0,501
8	Azot ogólny Kjeldahla	1,609	1,371	1,229	1,598	0,000	2,142	1,659
9	Azotany	6,5639	5,9086	5,2964	5,9973	4,6567	3,9202	4,0943
10	Fosforany	0,103	0,080	0,067	0,113	0,1010	0,136	0,098
11	Przewodność elektryczna <sup>d</sup>	314	340	345	359	312,778	303	303
12	Siarczany	27,514	24,444	24,188	27,300	25	21,600	30,527
13	Chlorki	14,914	19,417	13,406	17,731	15,000	17,338	20,424
14	Arsen	bd	bd	bd	0,001	0,001	0,001	0,000
15	Bar	bd	bd	bd	bd	0,050	0,048	0,049
16	Bor	bd	bd	bd	bd	0,054	0,043	0,041
17	Chrom 6+	0,0000	0,0020	0,0060	0,0017	0,003	0,0000	0,0000
18	Chrom ogólny	0,0480	0,0440	0,0200	0,0181	0,0015	0,0039	0,0000
19	Cynk	0,0304	0,0133	0,0071	0,0175	0,0105	0,0064	0,0033
20	Kadm	0,0001	0,0002	0,0002	0,0001	0,0001	0,0000	0,0000
21	Mangan	0,1003	0,1067	0,0443	0,0000	0,0099	0,0248	0,0151
22	Miedź	0,0058	0,0075	0,0031	0,0030	0,0059	0,0103	0,0027
23	Nikiel	bd	bd	bd	bd	0,0029	0,01338	0,00044
24	Ołów	0,0009	0,0016	0,0025	0,0019	0,00467	0,00200	0,0000
25	Rtęć	0,00000	0,00006	0,00057	0,00050	0,00025	0,00011	0,00000
26	Selen	bd	bd	bd	bd	0,00850	0,001	0,000
27	Wanad	bd	bd	bd	bd	0,001	0,0000	0,0001
28	Fenole	0,0014	0,0043	0,0033	0,0035	0,0065	0,0018	0,0028
29	WWA	bd	bd	bd	bd	0,0000	0,0000	0,0000
30	Liczba bakterii coli t. fek. <sup>b</sup>	8076,0	19880,8	11119,7	25465,7	702,5	2903,2	330,8
31	Liczba bakterii coli <sup>b</sup>	bd	bd	bd	bd	11381,3	35743,1	3186,5
32	Liczba paciorkowców t. fek. <sup>b</sup>	bd	bd	bd	bd	340,0	40,7	158,3

<sup>a</sup> - °C

<sup>b</sup> - jednostka bezwymiarowa

<sup>c</sup> - % nasycenia tlenem

<sup>d</sup> - µS/cm przy 20°C

*bd* - brak danych



### 5.3. Ocena stanu środowiska wg indeksu podstawowego

Na podstawie podstawowego IJS ( $EQI_G$ ) dokonano retrospektywnej analizy stanu środowiska powiatu suskiego w latach 2000-2006. W pierwszym etapie opracowano listę parametrów, na których podstawie charakteryzowany był stan środowiska w powiecie. Zgodnie z zasadami obliczania  $EQI_G$  były to wszystkie parametry, które były monitorowane w badanym okresie i których wartości dopuszczalne w środowisku są równocześnie ustalone w aktach prawnych. Aktami prawnymi, do których się odniesiono były aktualne rozporządzenia Ministra Środowiska (wody, powietrze). Poniżej przedstawiono listę parametrów uwzględnionych w ocenie wraz z oznaczeniami symbolicznymi. Zostały one zgrupowane w zależności od elementu środowiska, którego jakość opisywały. Przeprowadzono również ocenę wpływu ich wzrostu (pozytywny lub negatywny) na stan środowiska (tabela 5.4.).

Wzrost wartości niektórych parametrów może mieć zarówno pozytywny, jak i negatywny wpływ na jakość środowiska w zależności od różnych czynników. Innymi słowy zarówno wzrost, jak i spadek wartości może mieć złe skutki dla środowiska. W takim przypadku należy określić wpływ danego parametru na stan środowiska wybranego obszaru. W powiecie suskim takim parametrem jest pH wód powierzchniowych. Dlatego przed oceną wpływu dokonano analizy wstępnej, na podstawie której ustalono, jaki wpływ ma wzrost wartości tego parametru w tym przypadku. Wartość dopuszczalna pH dla wód powierzchniowych o kategorii A3, do których należą wody w powiecie suskim, ustalona w rozporządzeniu Ministra Środowiska (Dz. U. 2002 nr 204 poz. 1728), powinna się mieścić w zakresie 5,5 – 9, przy czym niższa wartość jest zalecaną, a wyższa dopuszczalną. W tym przypadku w obliczeniach uwzględniono wartość dopuszczalną, natomiast przy ocenie wpływu parametru na jakość wód powierzchniowych – zalecaną. W związku z faktem, iż w ciągu badanego okresu średnia wartość pH wynosi 8,1, oceniono, iż wzrost wartości powoduje negatywny wpływ na jakość wód. Podsumowując, tylko jeden parametr z listy przedstawionej w tabeli 5.1. ma ocenę pozytywną – stężenie tlenu rozpuszczonego w wodach powierzchniowych. Pozostałe parametry zarówno wód powierzchniowych, jak i powietrza atmosferycznego, zostały ocenione negatywnie.

Tab. 5.4. Lista parametrów środowiska opisujących jakość poszczególnych elementów środowiska w powiecie suskim w latach 2000-2006

Lp.	Parametry	Symbol	Jednostka	Wpływ wzrostu parametru na stan środowiska
Wody powierzchniowe (W)				
1	Temperatura wody	W 1	°C	Negatywny
2	Zawiesina ogólna	W 2	mg/l	Negatywny
3	Odczyn	W 3	-	Negatywny / Pozytywny *
4	Tlen rozpuszczony	W 4	mg/l	Pozytywny
5	BZT5	W 5	mg/l	Negatywny
6	Ogólny węgiel organiczny	W 6	mg/l	Negatywny
7	Amoniak	W 7	mg/l	Negatywny
8	Azot ogólny Kjeldahla	W 8	mg/l	Negatywny
9	Azotany	W 9	mg/l	Negatywny
10	Fosforany	W 10	mg/l	Negatywny
11	Przewodność elektryczna	W 11	µS/cm przy 20°C	Negatywny
12	Siarczany	W 12	mg/l	Negatywny
13	Chlorki	W 13	mg/l	Negatywny
14	Arsen	W 14	mg/l	Negatywny
15	Bar	W 15	mg/l	Negatywny
16	Bor	W 16	mg/l	Negatywny
17	Chrom 6+	W 17	mg/l	Negatywny
18	Chrom ogólny	W 18	mg/l	Negatywny
19	Cynk	W 19	mg/l	Negatywny
20	Kadm	W 20	mg/l	Negatywny
21	Mangan	W 21	mg/l	Negatywny
22	Miedź	W 22	mg/l	Negatywny
23	Nikiel	W 23	mg/l	Negatywny
24	Ołów	W 24	mg/l	Negatywny
25	Rtęć	W 25	mg/l	Negatywny
26	Selen	W 26	mg/l	Negatywny
27	Wanad	W 27	mg/l	Negatywny
28	Fenole	W 28	mg/l	Negatywny
29	WWA	W 29	mg/l	Negatywny
30	Liczba bakterii coli t. fek.	W 30	-	Negatywny
31	Liczba bakterii coli	W 31	-	Negatywny
32	Liczba paciorkowców t. fek.	W 32	-	Negatywny
Powietrze atmosferyczne (A)				
33	Dwutlenek siarki	A 1	µg/m <sup>3</sup>	Negatywny
34	Dwutlenek azotu	A 2	µg/m <sup>3</sup>	Negatywny
35	PM10	A 3	µg/m <sup>3</sup>	Negatywny
36	Benzen	A 4	µg/m <sup>3</sup>	Negatywny

\* parametr, którego wzrost wartości może mieć zarówno pozytywny, jak i negatywny wpływ na jakość środowiska

Następnie dokonano normalizacji wartości parametrów zgodnie z równaniem 4.1 i 4.2., w zależności od wcześniejszej oceny wpływu wzrostu poszczególnych parametrów na jakość środowiska. W przypadku parametrów powietrza atmosferycznego przyjęto wartości dopuszczalne określone w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 5 grudnia 2002 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. 2003 nr 1 poz.12). W przypadku parametrów wód powierzchniowych przyjęto wartości dopuszczalne określone w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 27 listopada 2002 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia (Dz. U. 2002 nr 204 poz. 1728). W tabeli 5.5. zostały przedstawione otrzymane wartości.

Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska (Dz. U. 2002 nr 204 poz. 1728) wody powierzchniowe mogą być zakwalifikowane do trzech różnych kategorii, dla których obowiązują różne wartości zalecane i dopuszczalne parametrów. Wody w powiecie suskim głównie ze względu na zanieczyszczenie bakteriologiczne (bakterie *coli* typu fekalnego) znajdują się w kategorii AP3 (Czekaj i Grzyb, 2007; Raport 2000-2006). Dlatego też podczas normalizacji parametrów wód powierzchniowych za wartości  $V_A$  poszczególnych substancji wstawiano ich wartości dopuszczalne ustalone dla kategorii wód A3.

Następnym krokiem było obliczenie podindeksów dla badanego okresu, czyli ustalono jakość elementów środowiska w poszczególnych latach. Na ocenę jakości środowiska zarówno w przypadku wykorzystania  $EQI_G$ , jak i  $EQI_T$ , uwzględniono wody powierzchniowe i powietrze atmosferyczne. Nie wzięto pod uwagę innych elementów środowiska takich, jak np. gleby, czy wody podziemne. Ocena stanu środowiska w powiecie suskim w latach 2000-2006 nie uwzględniała też parametrów, które w sposób pośredni opisują jakość środowiska. W przyszłości planuje się włączenie tych podindeksów do oceny.

Wyniki podindeksów, obliczonych wg równania 4.4. w poszczególnych latach przedstawiono w tabeli 5.6. W tabeli umieszczono również wyniki  $EQI_G$  (równanie 4.6.) dla tego samego okresu.

Na koniec oceniono jakość środowiska i poszczególnych jego elementów według  $EQI_G$  w powiecie suskim w latach 2000-2006 przyrównując obliczone indeksy i podindeksy do skali jakości (tabela 4.2.). Otrzymane wyniki przedstawiono w tabeli 5.7.

Tab. 5.5. Średnioroczne wartości znormalizowane parametrów jakości środowiska w powiecie suskim w latach 2000-2008

Lp.	Parametry	Wartości znormalizowane parametrów						
		2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<b>Wody powierzchniowe (W)</b>								
1	W 1	0,602	0,662	0,559	0,627	0,537	0,549	0,544
2	W 2	0,507	0,596	0,650	0,641	-0,304	0,053	0,777
3	W 3	0,082	0,098	0,101	0,105	0,123	0,085	0,069
4	W 4	0,353	0,353	0,357	0,376	0,361	0,355	0,376
5	W 5	0,224	0,140	0,131	0,298	0,623	0,417	0,414
6	W 6	bd	bd	bd	bd	0,760	0,704	0,738
7	W 7	0,587	0,512	0,550	0,444	0,807	0,753	0,750
8	W 8	0,424	0,413	0,494	0,414	0,604	0,414	0,447
9	W 9	0,871	0,887	0,899	0,887	0,913	0,921	0,918
10	W 10	0,835	0,860	0,888	0,796	0,870	0,776	0,860
11	W 11	0,690	0,655	0,654	0,644	0,692	0,688	0,697
12	W 12	0,890	0,902	0,899	0,89	0,904	0,913	0,878
13	W 13	0,938	0,904	0,938	0,926	0,946	0,934	0,918
14	W 14	bd	bd	bd	0,98	0,978	0,984	0,995
15	W 15	bd	bd	bd	bd	0,955	0,956	0,951
16	W 16	bd	bd	bd	bd	0,950	0,957	0,959
17	W 17	1,000	0,900	0,700	0,917	0,917	1,000	0,794
18	W 18	-0,240	0,320	0,600	0,850	0,975	0,922	1,000
19	W 19	0,996	0,998	0,999	0,997	0,998	0,999	0,999
20	W 20	0,988	0,968	0,959	0,979	0,990	1,000	1,000
21	W 21	0,904	0,898	0,955	bd	0,990	0,972	0,985
22	W 22	0,988	0,985	0,994	0,994	0,988	0,979	0,995
23	W 23	bd	bd	bd	bd	0,986	0,958	0,998
24	W 24	0,982	0,969	0,952	0,964	0,928	0,980	1,000
25	W 25	1,000	0,938	0,417	0,5	0,750	0,785	1,000
26	W 26	bd	bd	bd	bd	0,100	0,781	0,954
27	W 27	bd	bd	bd	bd	0,950	0,667	0,988
28	W 28	0,988	0,934	0,970	0,970	0,861	0,955	0,972
29	W 29	bd	bd	bd	bd	1,000	1,000	1,000
30	W 30	0,603	-0,244	-0,139	-0,457	0,965	0,899	0,983
31	W 31	bd	bd	bd	bd	0,812	0,489	0,936
32	W 32	bd	bd	bd	bd	0,966	0,996	0,984
<b>Powietrze atmosferyczne (A)</b>								
33	A 1	0,650	0,457	0,610	0,363	0,647	0,440	0,183
34	A 2	0,653	0,493	0,563	0,150	0,790	0,743	0,415
35	A 3	0,248	0,163	0,378	0,155	bd	-0,405	-0,363
36	A 4	bd	bd	bd	0,400	0,200	-0,200	-0,140

*bd* – brak danych

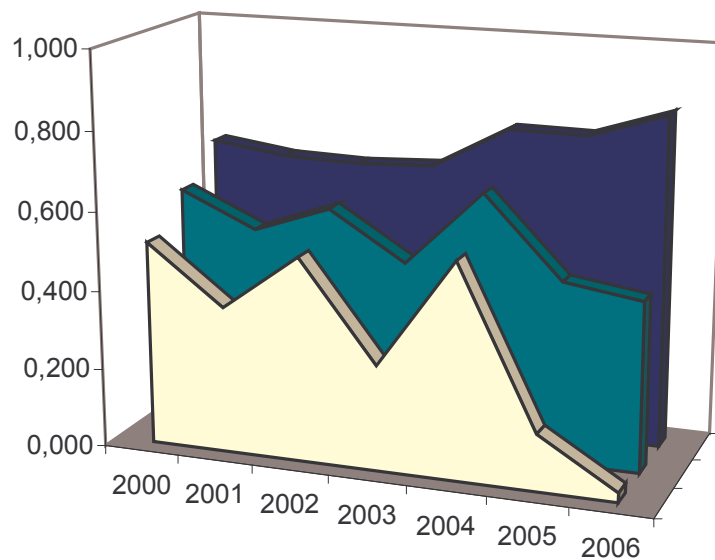
Tab. 5.6. Średnioroczne wyniki podindeksów i indeksów ( $EQI_G$ ) obliczonych dla powiatu suskiego w latach 2000-2006

Podindeks	Rok						
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Wody (W)	0,692	0,666	0,660	0,670	0,778	0,776	0,840
Powietrze (A)	0,517	0,371	0,517	0,267	0,546	0,144	0,024
$EQI_G$	0,604	0,518	0,588	0,469	0,662	0,460	0,432

Tab. 5.7. Jakość środowiska i poszczególnych jego elementów w powiecie suskim w latach 2000-2006 oceniona na podstawie  $EQI_G$

Podindeks	Stan środowiska						
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Wody (W)							
Powietrze (A)							
$EQI_G$							

Jakość środowiska w powiecie suskim w latach 2000-2006 (tabela 5.7.), oceniona na podstawie  $EQI_G$ , wahała się między zadawalającą a bardzo dobrą (tabela 4.2.). Jakość wód powierzchniowych w całym badanym okresie oceniona została na bardzo dobrą mimo, iż pewne parametry wpływają na pogarszanie się ich stanu (tabela 5.8. i 5.9.). Natomiast jakość powietrza atmosferycznego wahała się między zadawalającą, a dostateczną. Na wykresie 5.1. przedstawiony został przebieg zmienności stanu środowiska, powietrza atmosferycznego i wód powierzchniowych w powiecie suskim w badanym okresie.



Powietrze atmosferyczne
  Środowisko
  Wody powierzchniowe

Wyk. 5.1. Przebieg zmienności stanu środowiska i jego elementów w powiecie suskim w latach 2000-2006 określony na podstawie  $EQI_G$

Do skali jakości przyrównano również wartości znormalizowane parametrów, które były uwzględnione w ocenie jakości środowiska na wybranym obszarze. Otrzymane wyniki przedstawione zostały w tabeli 5.8.

Tab. 5.8. Jakość parametrów jakości środowiska w powiecie suskim w latach 2000-2006

Lp.	Parametry	Stan parametrów jakości środowiska						
		2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<b>Wody powierzchniowe (W)</b>								
1	W 1	Green	Green	Yellow	Green	Yellow	Yellow	Yellow
2	W 2	Yellow	Yellow	Green	Green	Red	Yellow	Green
3	W 3	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
4	W 4	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
5	W 5	Yellow	Orange	Orange	Green	Green	Yellow	Yellow
6	W 6	bd	bd	bd	bd	Green	Green	Green
7	W 7	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Green	Green
8	W 8	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
9	W 9	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
10	W 10	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
11	W 11	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
12	W 12	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
13	W 13	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
14	W 14	bd	bd	bd	bd	Green	Green	Green
15	W 15	bd	bd	bd	bd	Green	Green	Green
16	W 16	bd	bd	bd	bd	Green	Green	Green
17	W 17	Blue	Green	Green	Green	Green	Blue	Green
18	W 18	Red	Yellow	Green	Green	Green	Green	Blue
19	W 19	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
20	W 20	Green	Green	Green	Green	Green	Blue	Blue
21	W 21	Green	Green	Green	bd	Green	Green	Green
22	W 22	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
23	W 23	bd	bd	bd	bd	Green	Green	Green
24	W 24	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Blue
25	W 25	Blue	Green	Yellow	Yellow	Green	Green	Blue
26	W 26	bd	bd	bd	bd	Orange	Green	Green
27	W 27	bd	bd	bd	bd	Green	Green	Green
28	W 28	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
29	W 29	bd	bd	bd	bd	Blue	Blue	Blue
30	W 30	Green	Red	Orange	Red	Green	Green	Green
31	W 31	bd	bd	bd	bd	Yellow	Yellow	Green
32	W 32	bd	bd	bd	bd	Green	Green	Green
<b>Powietrze atmosferyczne (A)</b>								
33	A 1	Green	Yellow	Green	Yellow	Green	Yellow	Yellow
34	A 2	Green	Yellow	Yellow	Orange	Green	Yellow	Yellow
35	A 3	Yellow	Orange	Yellow	Orange	bd	Red	Red
36	A 4	bd	bd	bd	Yellow	Yellow	Red	Orange

bd – brak danych

Tab. 5.9. Wskaźniki degradacji i poprawy środowiska wyznaczone w powiecie suskim w latach 2000-2006

Lp.	Parametry	Wartości znormalizowane parametrów						
		2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<b>Wody powierzchniowe (W)</b>								
1	W 1	0,602	0,662	0,559	0,627	0,537	0,549	0,544
2	W 2	0,507	0,596	0,650	0,641	-0,304	0,053	0,777
3	W 3	0,082	0,098	0,101	0,105	0,123	0,085	0,069
4	W 4	0,353	0,353	0,357	0,376	0,361	0,355	0,376
5	W 5	0,224	0,140	0,131	0,298	0,623	0,417	0,414
6	W 6	bd	bd	bd	bd	0,760	0,704	0,738
7	W 7	0,587	0,512	0,550	0,444	0,807	0,753	0,750
8	W 8	0,424	0,413	0,494	0,414	0,604	0,414	0,447
9	W 9	0,871	0,887	0,899	0,887	0,913	0,921	0,918
10	W 10	0,835	0,860	0,888	0,796	0,870	0,776	0,860
11	W 11	0,690	0,655	0,654	0,644	0,692	0,688	0,697
12	W 12	0,890	0,902	0,899	0,890	0,904	0,913	0,878
13	W 13	0,938	0,904	0,938	0,926	0,946	0,934	0,918
14	W 14	bd	bd	bd	0,980	0,978	0,984	0,995
15	W 15	bd	bd	bd	bd	0,955	0,956	0,951
16	W 16	bd	bd	bd	bd	0,950	0,957	0,959
17	W 17	1,000	0,900	0,700	0,917	0,917	1,000	0,794
18	W 18	-0,240	0,320	0,600	0,850	0,975	0,922	1,000
19	W 19	0,996	0,998	0,999	0,997	0,998	0,999	0,999
20	W 20	0,988	0,968	0,959	0,979	0,990	1,000	1,000
21	W 21	0,904	0,898	0,955	bd	0,990	0,972	0,985
22	W 22	0,988	0,985	0,994	0,994	0,988	0,979	0,995
23	W 23	bd	bd	bd	bd	0,986	0,958	0,998
24	W 24	0,982	0,969	0,952	0,964	0,928	0,980	1,000
25	W 25	1,000	0,938	0,417	0,500	0,750	0,785	1,000
26	W 26	bd	bd	bd	bd	0,100	0,781	0,954
27	W 27	bd	bd	bd	bd	0,950	0,667	0,988
28	W 28	0,988	0,934	0,970	0,970	0,861	0,955	0,972
29	W 29	bd	bd	bd	bd	1,000	1,000	1,000
30	W 30	0,603	-0,244	-0,139	-0,457	0,965	0,899	0,983
31	W 31	bd	bd	bd	bd	0,812	0,489	0,936
32	W 32	bd	bd	bd	bd	0,966	0,996	0,984
<b>Powietrze atmosferyczne (A)</b>								
33	A 1	0,650	0,457	0,610	0,363	0,647	0,440	0,183
34	A 2	0,653	0,493	0,563	0,150	0,790	0,743	0,415
35	A 3	0,248	0,163	0,378	0,155	bd	-0,405	-0,363
36	A 4	bd	bd	bd	0,400	0,200	-0,200	-0,140

bd – brak danych

■ Wskaźnik degradacji (pogarszania się jakości środowiska)

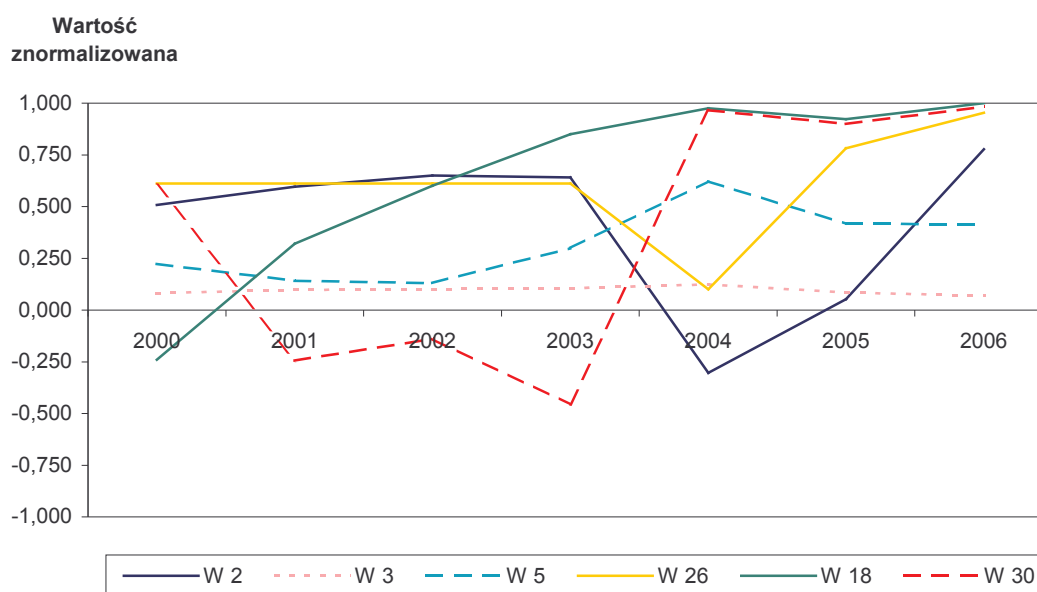
■ Wskaźnik poprawy jakości środowiska



Zgodnie z metodologią IJS na podstawie wartości znormalizowanych możliwe jest wyznaczenie wskaźników jakości środowiska na danym obszarze. W latach 2000-2006 w powiecie suskim wyznaczono następujące wskaźniki degradacji i poprawy jakości środowiska jakości środowiska (tabela 5.9.). Okazało się, iż poszczególnymi wskaźnikami są następujące parametry:

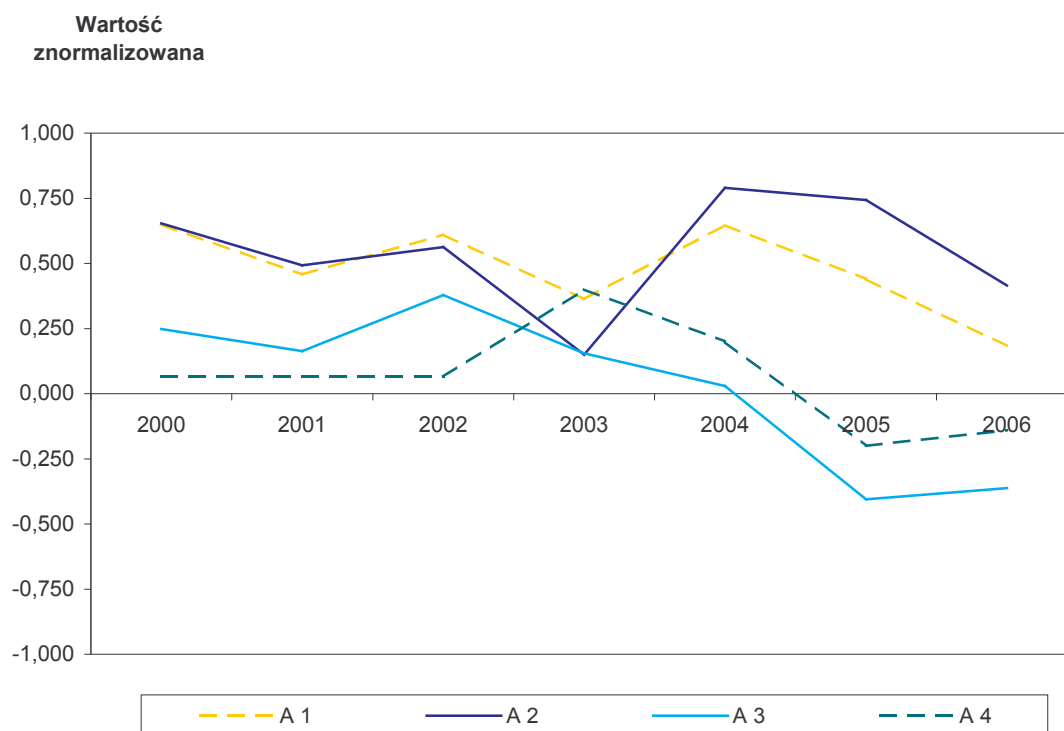
- Wody powierzchniowe:
  - Wskaźniki degradacji (pogarszania się środowiska): *W2, W3, W5, W26;*
  - Wskaźniki poprawy jakości środowiska: *W2, W18, W30;*
- Powietrze atmosferyczne
  - Wskaźniki degradacji (pogarszania się jakości środowiska): *A1, A2, A3, A4;*
  - Wskaźniki poprawy jakości środowiska: *A3, A4.*

Na wykresie 5.2. został przedstawiony przebieg zmienności wartości znormalizowanych (*N*) wskaźników degradacji i poprawy jakości wód powierzchniowych, a na wykresie 5.3. powietrza atmosferycznego w powiecie suskim w badanym okresie.



Wyk. 5.2. Przebieg zmienności wybranych parametrów jakości wód powierzchniowych powiatu suskiego w latach 2000-2006

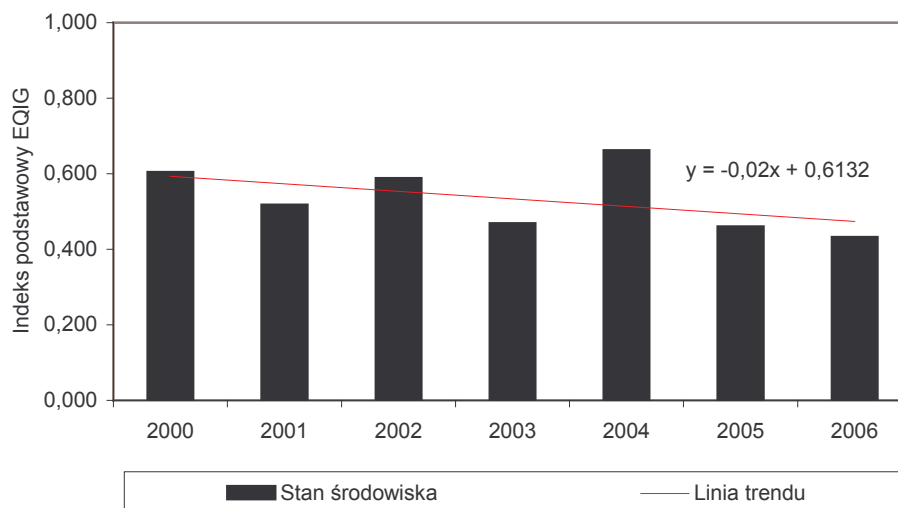
W latach 2000-2003 wystąpił problem braku danych statystycznych na temat średniorocznych stężeń parametrów W26 i A4. Rozwiązano go w prosty sposób wstawiając w ich miejsce średnie wartości poszczególnych parametrów obliczone dla badanego okresu.



Wyk. 5.3. Przebieg zmienności wybranych parametrów jakości powietrza atmosferycznego powiatu suskiego w latach 2000-2006

Pozostałe parametry w latach 2000-2006 są uznane za wskaźniki podstawowe, które mogą być w przyszłości objęte monitoringiem podstawowym. Należy pamiętać jednak, iż wartości znormalizowane parametrów będących wskaźnikami podstawowymi są bardzo zróżnicowane zaczynając od niskich, wskazujących negatywny wpływ na środowisko, np. *tlen rozpuszczony (W4)*, *amoniak (W7)* i *azot Kjeldahla (W8)*, a kończąc na wysokich, wskazujących pozytywny wpływ na środowisko, np. *arsen (W14)*, *cynk (W19)*, *kadm (W20)*, *miedź (W22)* i *ołów (W24)*.

Na podstawie wyników indeksu ( $EQI_G$ ) określono linię trendu dla stanu środowiska w powiecie suskim w latach 2000-2006 (wykres 5.4). Przy teoretycznym założeniu, iż na środowisko powiatu suskiego nie będą oddziaływać w przyszłości żadne czynniki (ani pozytywne, ani negatywne) obliczono, iż stan środowiska pogorszy się o klasę do poziomu dostatecznego w roku 2020.



Wyk. 5.4. Prognoza stanu środowiska w powiecie suskim na podstawie  $EQI_G$

## 5.2. Ocena stanu środowiska wg indeksu uzupełniającego

Dokonano również retrospektywnej analizy stanu środowiska powiatu suskiego w latach 2000-2006 na podstawie indeksu uzupełniającego ( $EQI_T$ ). Pierwszy etap różni się w przypadku obu postaci IJS. Obliczając indeks uzupełniający nie wzięto pod uwagę wszystkich parametrów jakości środowiska, tylko wybrano kilka z nich. Na podstawie wybranych parametrów sprawdzono, czy warunki naturalne mają wpływ na środowisko w powiecie suskim (pozytywny lub negatywny). W tabeli 5.10. przedstawiono listę wybranych parametrów wraz z oceną ich wpływu na stan środowiska. Zachowano te same oznaczenia, co w przypadku formy podstawowej IJS ( $EQI_G$ ).

Tab. 5.10. Lista parametrów jakości wybranych do oceny stanu środowiska na podstawie  $EQI_T$  w powiecie suskim w latach 2000-2006

Lp.	Parametry	Symbol	Jednostka	Wpływ wzrostu parametru na stan środowiska
Wody powierzchniowe (W)				
1	Azotany	W 9	mg/l	Negatywny
2	Fosforany	W 10	mg/l	Negatywny
3	Ołów	W 24	mg/l	Negatywny
4	Liczba bakterii coli t. fek.	W 30	-	Negatywny
Powietrze atmosferyczne (A)				
5	Dwutlenek siarki	A 1	ug/m3	Negatywny
6	Dwutlenek azotu	A 2	ug/m3	Negatywny
7	PM10	A 3	ug/m3	Negatywny
8	Benzen	A 4	ug/m3	Negatywny

Do oceny włączono wszystkie parametry powietrza mierzone w powiecie suskim. Z parametrów wód powierzchniowych wybrano następujące parametry: fosforany i azotany (wskaźniki eutrofizacji, które odzwierciedlają wpływ rolnictwa uprawianego w terenach górzystych), liczbę bakterii z grupy *coli* typu fekalnego (wskaźnik zanieczyszczenia bakteriologicznego, które jest głównym problemem wód powierzchniowych powiatu suskiego), oraz ołów. Przebieg normalizacji (równanie 4.1. i 4.2.) wartości rzeczywistych wybranych parametrów jest identyczny, jak w przypadku  $EQI_G$  (tabela 5.8.). Równocześnie ocena parametrów jakości na podstawie skali jakości (tabela 4.2.) oraz wskaźniki degradacji i poprawy jakości środowiska w powiecie suskim w latach 2000-2006 są takie same, jak w przypadku oceny dokonanej w oparciu o indeks podstawowy IJŚ.

Natomiast dodatkowym etapem, który nie był uwzględniany w przypadku formy podstawowej IJŚ jest ustalanie wag wybranych parametrów. Wagi obliczono na podstawie AHP (Saaty, 1980, 1985), jako jedną z najczęściej stosowanych metod (Krajnc i Glavic, 2005a; Lee Y. – J. i Huang, 2007; Hiang-mei i in., 2005). Opracowano ankietę, w której poszczególne parametry zostały porównane w parach pod kątem stopnia wrażliwości na oddziaływanie czynników naturalnych występujących w powiecie suskim. Następnie w okresie marzec – kwiecień 2008 roku przeprowadzono wywiad na jej podstawie wśród grupy 50 ekspertów, którymi byli:

- Pracownicy Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Krakowie,
- Pracownicy Powiatowego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Suchoj Beskidzkiej,
- Pracownicy Powiatowej Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej w Suchoj Beskidzkiej,

- Pracownicy Urzędów Gminnych odpowiedzialnych za ochronę środowiska we wszystkich gminach należących do powiatu suskiego,
- Pracownicy Wydziału Inżynierii Środowiska na Politechnice Wrocławskiej,
- Doktoranci Politechniki Wrocławskiej.

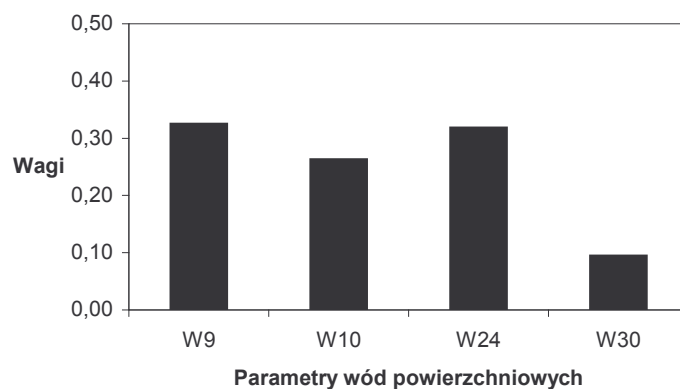
Ocenili oni parametry w każdej parze w skali od 1/9-9, gdzie 1 oznaczało, iż negatywny wpływ czynników naturalnych na stan parametrów jest taki sam. Nota 9, oznaczała, iż wpływ czynników naturalnych na parametr A jest 9x większy, niż na parametr B. Otrzymywał on automatycznie notę 1/9, ponieważ czynniki naturalne miały 9x mniejszy wpływ na jego stan, niż na parametr A. Następnie wagi poszczególnych parametrów ( $W_i$ ) obliczono wg równania 5.1. na podstawie uśrednionych ocen ekspertów ( $I_i$ ):

$$W_i = I_i / \sum_{i=1}^n I_i \quad (5.1.)$$

Gdzie suma wszystkich wag jest równa 1 (równanie 5.2.):

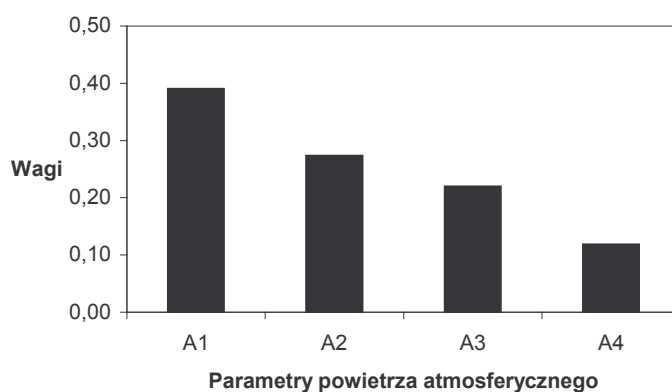
$$\sum_{i=1}^n W_i = 1 \quad (5.2.)$$

Spójność opinii ekspertów potwierdzono obliczając współczynnik  $Rc_T$  (consistency ratio) wg Random Consistency Index (RCT, 2009). Aby obliczone wagi były uznane za ważne, współczynnik  $Rc$  powinien być mniejszy, niż 0,1 ( $Rc < 0,1$ ). Obliczono, iż wartość współczynnika dla przeprowadzonej ankiety wyniosła  $Rc_T = 0,077$ . Wynika z tego, iż obliczone wagi są ważne, ponieważ oceny ekspertów były spójne ( $Rc_T < Rc$ ). Wagi wybranych parametrów wód powierzchniowych przedstawione zostały na wykresie 5.5., a powietrza atmosferycznego na wykresie 5.6.:



Wyk. 5.5. Wagi obliczone dla wybranych parametrów wód powierzchniowych powiatu suskiego

Z wykresu 5.5. wynika, iż wg respondentów czynniki naturalne wywierają najmniejszy wpływ na liczbę bakterii coli typu fekalnego. Natomiast pozostałe parametry wód powierzchniowych znajdują się pod większym wpływem oddziaływania lokalnych warunków naturalnych i mają podobne wagi.



Wyk. 5.6. Wagi obliczone dla wybranych parametrów powietrza atmosferycznego powiatu suskiego

Z wykresu 5.6. wynika, iż warunki naturalne w powiecie suskim mają największy wpływ na dwutlenek siarki w powietrzu, a najmniejszy na benzen. Następnie obliczono podindeksy wg równania 4.3. i indeksy wg równania 4.5. dla powiatu suskiego w badanym okresie. Wyniki przedstawiono w tabeli 5.11.

Tab. 5.11. Wyniki podindeksów i indeksów ( $EQI_T$ ) dla powiatu suskiego w latach 2000-2006

Podindeks	Rok						
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Wody (W)	0,779	0,532	0,677	0,400	0,815	0,868	0,822
Powietrze (A)	0,491	0,354	0,480	0,264	0,496	0,259	0,087
$EQI_T$	0,635	0,443	0,579	0,332	0,655	0,564	0,454

Na koniec oceniono, jaki wpływ na jakość środowiska i poszczególnych jego elementów według  $EQI_T$  w powiecie suskim w latach 2000-2006 miały lokalne warunki naturalne przyrównując obliczone indeksy i podindeksy do skali jakości (tabela 4.2.). Otrzymane wyniki przedstawiono w tabeli 5.12.

Tab. 5.12. Jakość środowiska i poszczególnych jego elementów w powiecie suskim w latach 2000-2006 oceniona na podstawie  $EQI_T$

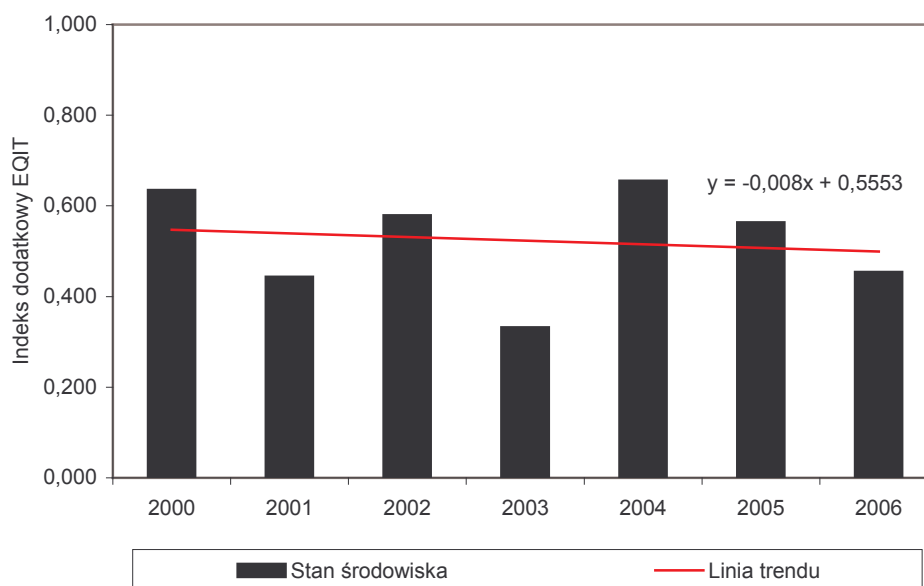
Podindeks	Rok						
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Wody (W)	dobry	zadawalajaca	dobry	zadawalajaca	dobry	dobry	dobry
Powietrze (A)	zadawalajaca	zadawalajaca	zadawalajaca	zadawalajaca	zadawalajaca	zadawalajaca	dobry
$EQI_T$	dobry	zadawalajaca	zadawalajaca	zadawalajaca	dobry	zadawalajaca	zadawalajaca

Okazało się, iż warunki naturalne wpływają negatywnie na jakość wód powierzchniowych w powiecie suskim. W latach 2001 i 2003 bowiem ich jakość została oceniona jedynie na zadawalającą. Natomiast czynniki naturalne mają niewielki pozytywny wpływ na jakość powietrza atmosferycznego, ponieważ jego stan pogarsza się do poziomu dostatecznego dopiero w roku 2006.

Podobnie, jak w przypadku oceny na podstawie  $EQI_G$ , jakość środowiska w powiecie suskim waha się między bardzo dobrą, a zadawalającą (tabela 4.2.). W tych samych latach (2000 i 2004) stan środowiska się poprawia na bardzo dobry. Oznacza to, iż czynniki naturalne w powiecie suskim nie mają wpływu na stan środowiska, jako sumy elementów środowiska.

Weryfikacja wyników oceny jakości poszczególnych podindeksów pozwala założyć, iż indeks podstawowy może być wykorzystany do ogólnej, retrospektywnej analizy parametrów jakości środowiska wybranego obszaru. Natomiast indeks uzupełniający może być wykorzystany do oceny wpływu dodatkowych czynników (np. naturalnych) na stan środowiska.

Na podstawie wyników indeksu ( $EQI_T$ ) wyznaczono również linię trendu dla stanu środowiska w powiecie suskim w latach 2000-2006 (wykres 5.7). Obliczono, iż analogiczny wpływ warunków naturalnych w powiecie suskim spowoduje pogorszenie się stanu środowiska do poziomu dostatecznego, czyli o klasę niżej, w roku 2044.



Wyk. 5.7. Prognoza stanu środowiska w powiecie suskim obliczona na podstawie  $EQI_T$



## 6. Dyskusja

### 6.1. Część teoretyczna

#### 6.1.2. Porównanie IJŚ z innymi indeksami

Niezależnie od indeksu, który zostanie wykorzystany do retrospektywnej analizy stanu środowiska, w pierwszym miejscu powinno się przeprowadzić teoretyczną analizę możliwości zastosowania wybranego indeksu w danym regionie. Jak już wcześniej stwierdzono, nie został bowiem opracowany uniwersalny indeks (Czekaj i Suchecki 2007, 2008a; Krajnc i Glavic, 2005a; Lee Y.-J. i Huang, 2007). Stąd w tej części dyskusji rozpatrzone zostaną następujące zagadnienia: analiza wad i zalet IJŚ w stosunku do innych indeksów, możliwość modyfikacji IJŚ ze względu na różne czynniki oraz możliwość jego praktycznego zastosowania.

IJŚ został opracowany w oparciu o indeks zrównoważonego rozwoju (Krajnc i Glavic, 2005a i b). Jednakże należy on do grupy indeksów, na których podstawie możliwa jest ogólna ocena stanu środowiska, jako sumy elementów. Indeksy te stanowią najmniej liczną grupę indeksów. Zaletą ich obliczania, w stosunku do indeksów oceniających poszczególne elementy środowiska, jest możliwość identyfikacji zależności, jakie występują w środowisku danego regionu. Innymi słowy, możliwe jest uzyskanie odpowiedzi na pytanie, w jakim stopniu w danym środowisku czynniki naturalne, takie jak warunki atmosferyczne, ukształtowanie terenu, wrażliwość środowiska danego regionu i in. cechy, wpływają na sposób rozchodzenia się zanieczyszczeń oraz dynamikę reakcji i procesów zachodzących między różnymi elementami środowiska na terenie wybranego obszaru (Brum i in., 2004; Czekaj i Grzyb, 2007; Daly i Wania, 2005; Drooge i in., 2004; Sapkota i in., 2005). Przede wszystkim jednak możliwe jest uchwycenie i określenie wpływu działalności życiowej i gospodarczej człowieka na środowisko (Begum i in., 2005; SF, 2008; Sokhi i in., 2008). Chociaż do tego drugiego celu lepszym narzędziem są indeksy zrównoważonego rozwoju (Brunner i Rechberger, 2004; Krajnc i Glavic, 2005a; Krottschek i Narodoslavsky, 1995; PRE, 2008). Stosując indeksy, które określają jakość pojedynczych elementów środowiska, jest to często trudne z powodu konieczności dokonywania subiektywnych ocen pośrednich (Vrscaj i in., 2008), lub ograniczone, ze względu na jednostronność oceny (Benson, 1995; Hu i in., 2007; Reungoat i in., 2007).

Z drugiej jednak strony chcąc ocenić wyłącznie jakość wód powierzchniowych, czy powietrza atmosferycznego, lepiej jest zastosować model opracowany wyłącznie dla tych elementów środowiska. Taka ocena powinna być z definicji dokładniejsza. Dzięki IJŚ

problem ten został jednak rozwiązany. Oceniając poszczególne elementy, czyli w praktyce obliczając podindeksy, wykorzystane mogą być wszystkie dane uzyskane w trakcie monitoringu środowiska, dla których zostały wyznaczone limity w aktach prawnych (IJS<sub>G</sub>) lub wyznaczone w inny sposób (średnie regionalne, wartości docelowe, i in.) (IJS<sub>T</sub>). Dzięki kondensacji wszystkich dostępnych danych ocena wód powierzchniowych, powietrza atmosferycznego lub innego elementu środowiska danego regionu jest dokładna i przede wszystkim kompletna. Oczywiście im więcej monitorowanych parametrów, tym dokładniejsza ocena, jednak zależy to od lokalnego systemu monitoringu. Jest to bardzo ważna zaleta, ponieważ indeksy, w których uwzględniane są sztywno przyjęte parametry, często interpretują jedynie część wyników monitoringu. Przykładowo podczas obliczania AQI do oceny stanu atmosfery w USA nie uwzględnia się PM<sub>2,5</sub> oraz Pb, mimo iż oba parametry objęte są amerykańskim monitoringiem powietrza (AIRNow, 2009; EPA, 2009).

Ocena stanu środowiska na podstawie indeksów zrównoważonego rozwoju jest najbardziej ogólna (Czekaj i Suchecki, 2008a). Stan środowiska nie zostanie na ich podstawie dokładnie oceniony, zwłaszcza, jeżeli oceny dokonuje ekspert z innej dziedziny zrównoważonego rozwoju, niż środowisko. Natomiast od dawna już, a formalnie od szczytu ziemi w Rio de Janeiro, gdzie Polska zobowiązała się prowadzić politykę państwa w duchu zrównoważonego rozwoju (M.P. 1997 nr 16 poz. 146; M.P. 1999 nr 8 poz. 96), wiadomo jest, iż traktowanie środowiska w oderwaniu od sytuacji ekonomicznej i społecznej w danym regionie nie jest właściwe. Stąd uzasadniona jest ocena stanu środowiska również w kontekście zrównoważonego rozwoju. W przypadku IJS możliwe jest włączenie do oceny podindeksów, które sprostają również i temu zadaniu. Wszelkie parametry, które nie oceniają wprost stanu środowiska, ale mają na niego konkretny wpływ, np. przyrost naturalny, wielkość budżetu przeznaczona na infrastrukturę komunalną, natężenie ruchu samochodowego, liczba turystów (zwłaszcza w obszarach atrakcyjnych pod tym względem), i inne czynniki, są również parametrami opisującymi zrównoważony rozwój (Crabtree i Bayfield, 1998; Lawrence, 1997; Lee Y.-J i Huang, 2007; Oleiwer, 2006; Ravetz, 2000).

Ocena na podstawie grupy indeksów zrównoważonego rozwoju ma jednak tyle samo zalet, co wad. Ich największą zaletą jest wybieralność danych, co eliminuje podstawowy problem w przypadku pozostałych indeksów, czyli brak danych. Ta cecha właśnie została zaadaptowana do metodologii obliczania IJS. Jednakże z drugiej strony swobodny wybór może prowadzić do braku obiektywizmu. Oznacza to, iż w zależności od intencji osoby dokonującej oceny stanu środowiska, wybrane parametry mogą dawać wyłącznie złe lub dobre wyniki (Czekaj i Suchecki, 2008a; Krajnc i Glavic, 2005a). Problem ten dobrze został

rozwiązany w przypadku formy podstawowej IJŚ, gdzie wszystkie dane są uwzględniane przy ocenie. Sposób, w jaki wybór parametrów jest dokonywany w przypadku formy IJŚ<sub>T</sub> musi zostać jednak w przyszłości sprecyzowany. Jest bowiem bardzo trudno ustalić wagi dla dużych ilości parametrów. Stąd też w przypadku tej formy ograniczono ilość parametrów i wybrano tylko kilka charakterystycznych. Im więcej parametrów opisujących dany element środowiska, tym większej wiedzy wymaga się od ekspertów na temat parametrów oraz wybranego regionu. Na podstawie ich opinii, które muszą odznaczać się odpowiednią spójnością, obliczane są wagi większości metod (Król i in., 2007, 2008; Nijkamp i Vreeker, 2000; Saaty 1980, 1995; Wiek i Binder, 2005). Z punktu widzenia wyboru i ważenia parametrów łatwiej zastosować do retrospektywnej analizy parametrów jakości środowiska EQI<sub>G</sub>.

Eliminacja problemu braku danych to bardzo ważna zaleta IJŚ. Jest to powód, dla którego tak trudno jest zastosować wiele indeksów, w których wymagane są nie tylko z góry ustalone parametry, ale także zwykle odpowiednia częstotliwość wykonywanych pomiarów (ARMAAG, 2009; Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a; Murena, 2004). Uwzględniając fakt, iż w niniejszej pracy skupiono się głównie na włączeniu danych pochodzących z monitoringu środowiska, które w sposób bezpośredni opisują jakość środowiska, ale przy obliczaniu niektórych indeksów wymagane są dodatkowe dane, które w sposób pośredni opisują jego stan, a które nie są objęte PMS (Hu i in., 2008; NERI, 2008; Reungoat i in., 2005). Fakt ten powoduje, iż w skali lokalnej pewne indeksy jakości środowiska mogą być trudne do zastosowania (Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a). Dodatkowe analizy w celu uzyskania brakujących danych zwiększają koszty (Barbante i in., 2004; Czekaj i Suchecki, 2006; Jackson i in., 2004), a metody szacunkowe mogą być obciążone błędem statystycznym (Laudon i in., 2005).

W przypadku niektórych indeksów można opuścić niektóre parametry, ponieważ indeksy są obliczane dla każdego parametru, a ten, który osiąga najgorszy wynik, stanowi ocenę końcową środowiska (Czekaj i Suchecki, 2007, 2008b; Murena, 2005). Jednak ocena otrzymana w ten sposób jest mniej dokładna, niż dokonana na podstawie wszystkich parametrów. Możliwa jest również zamiana brakującego parametru na inny, który jest odpowiednio monitorowany na danym obszarze. To jednak wiąże się często z licznymi modyfikacjami (Czekaj i Suchecki, 2008a; EPI, 2009). Stąd też twierdzi się, iż do tej pory nie opracowano uniwersalnego indeksu (Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a; Jiang i in., 2004; Krajnc i Glavic, 2005b).

Poważną wadą indeksów zrównoważonego rozwoju jest najczęściej brak skali jakości. Jest to konsekwencja swobodnego wyboru parametrów. Zarówno w przypadku indeksów oceniających jakość całego środowiska, jak i poszczególnych jego elementów, skale jakości są zwykle opracowane. Ocena środowiska na ich podstawie odbywa się w dwojaki sposób. W przypadku części indeksów dane pochodzące z monitoringu środowiska są bezpośrednio przyrównywane do skali (ARMAAG, 2009; Hilsenhoff, 1988; INE, 2009; Karr i in., 1986; Ruiz-Suarez i Mayora, 1994; Wu, 1999), z której odczytywana jest jakość środowiska. Z jednej strony dzięki temu ocena na podstawie tych indeksów jest bardzo prosta. Brak konieczności przeliczania danych skraca czas analizy stanu środowiska. Niestety w niektórych przypadkach bezpośrednie skorzystanie z takiej skali jest niemożliwe. IMECA (INE, 2009; Ruiz-Suarez i Mayora, 1994) i IJP (ARMAAG, 2009) są indeksami, których skale jakości są opracowane na podstawie dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń w powietrzu obowiązujących odpowiednio w Meksyku i Polsce. To oznacza, iż wykorzystanie tych indeksów w innych regionach wymaga przeprowadzenia modyfikacji. Może to być trudne do przeprowadzenia ze względu na częsty brak przedstawienia w literaturze sposobu obliczania poszczególnych przedziałów jakości w skali.

Drugi sposób to przyrównywanie do skali jakości wyniki indeksów obliczonych wg algorytmów matematycznych (AIRNow, 2009; EPI, 2009; Murena 2004; Vrscaj i in., 2008). W ten sposób skala jakości jest zwykle bardziej uniwersalna, dzięki czemu możliwe jest bezpośrednie jej wykorzystanie. Niestety również w przypadku tych indeksów mogą wystąpić problemy. Zwykle do obliczenia tych indeksów jest posiadanie wszystkich niezbędnych danych (EPI, 2009). W przeciwnym wypadku nie jest możliwe obliczenie indeksu częściowego, ponieważ brak jednego wyniku, nawet przy maksymalnej ocenie pozostałych parametrów, znacznie obniża wynik końcowy, czyli ostateczną jakość środowiska (Czekaj i Suchecki, 2008a; EPI, 2009). Natomiast w przypadku skal jakości omówionych wcześniej indeksy częściowe są możliwe do obliczenia w razie braku odpowiednich danych. Ocena otrzymana w ten sposób nie jest tak dokładna, jak na podstawie wszystkich parametrów, ale jest możliwa do przeprowadzenia (Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a).

Mimo, iż IJS jest zmodyfikowaną formą  $I_{CSD}$ , została opracowana skala jakości środowiska (tabela 3.2.), do której przyrównywane są wyniki podindeksów i indeksów obliczonych na podstawie równań (równania 3.3. lub 3.4. i równania 3.5. lub 3.6.). Najważniejszą jej zaletą jest całkowita uniwersalność, co oznacza, że możliwe jest jej zastosowanie w każdym przypadku bez konieczności modyfikacji (Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a). Jest to całkowicie nowatorskie rozwiązanie, jeśli chodzi o indeksy, w których rodzaj i

ilość parametrów uwzględnianych w analizie nie są z góry ustalone! Było to możliwe dzięki wprowadzeniu modyfikacji do sposobu obliczania indeksu. Dokładnie rzecz biorąc zmodyfikowany został sposób normalizacji parametrów, w którym uwzględniono stężenia dopuszczalne poszczególnych parametrów. To spowodowało, iż otrzymywane wyniki osiągają wartości od  $-\infty$  do 1, zamiast od 0 do 1, jak w przypadku oryginalnego indeksu. W wyniku tego rozwiązania nie jest konieczne odnoszenie się do wartości minimalnych i maksymalnych występujących w badanym okresie. W związku z tym faktem ramy czasowe retrospektywnej analizy parametrów jakości mają charakter wyłącznie informacyjny, a nie determinujący! Stąd też możliwość oceny jakości na podstawie pojedynczego wyniku bez konieczności przeprowadzania analizy porównawczej, co jest niemożliwe w przypadku oryginalnego indeksu. Dzięki temu rozwiązaniu możliwe jest również opuszczenie etapu ważenia parametrów, ponieważ poszczególne wagi są wyrażone w różnych normach dopuszczalnych poszczególnych parametrów (tabela 3.1.).

Niezależnie od sposobu przeprowadzenia normalizacji ma ona ogromną zaletę w przypadku oceny stanu środowiska. Przeprowadzana jest głównie w celu możliwości porównywania parametrów, które mierzone są w różnych jednostkach (Krajnc i Glavic, 2005a; Lee Y-J i Huang, 2007). W przypadku oceny stanu środowiska, a przede wszystkim pojedynczych jego elementów, z tego punktu widzenia często nie ma konieczności przeprowadzania normalizacji, ponieważ większość parametrów jest mierzona w tych samych jednostkach. W przypadku IJS standaryzacja ma jednak dodatkową zaletę. W związku z faktem, iż w trakcie jej przeprowadzania odnosi się do norm dopuszczalnych, otrzymuje się ujednolicone wyniki wartości parametrów zmierzonych w środowisku. To pozwala na szybkie porównanie stanu poszczególnych parametrów w środowisku nie tylko w obrębie pojedynczego elementu, ale i całości środowiska. Porównując wartości rzeczywiste parametrów, które nie są ujednolicone, trudno jest równocześnie odnieść je do norm, porównać je między sobą i wyciągnąć wnioski, które z nich mają największy wpływ negatywny, czy też pozytywny na stan środowiska. Oczywiście można również w tym celu obliczyć udział procentowy zmierzonych wartości danego parametru w dopuszczalnej normie i efekt będzie podobny (ARMAAG, 2009). Jednakże wykorzystanie normalizacji w przypadku IJS jest naturalną konsekwencją przekształcania  $I_{CSD}$ . Oczywiście zarzutem może być dłuższy czas analizy. Jednakże w tym celu wykorzystywane są proste programy komputerowe, np. Microsoft Excel (MICROSOFT, 2009). Raz wprowadzone formuły wykorzystywane są wielokrotnie. Wprowadza się jedynie uaktualnione wyniki monitoringu

środowiska. Równocześnie wprowadzenie jakichkolwiek zmian, np. dopuszczalnych norm, wymaga zmiany wyłącznie jednego parametru, a wyniki zmieniają się automatycznie.

Kolejnym innowacyjnym rozwiązaniem analizy stanu środowiska na podstawie IJS w stosunku do zarówno oryginalnego indeksu jak i innych indeksów jest wprowadzenie wskaźników degradacji i polepszania się jakości środowiska. Ich podstawowym zadaniem jest szybka identyfikacja przyczyn uzyskanej oceny środowiska, czyli w praktyce parametrów, które stanowią zagrożenie dla jego jakości. Kolejnym krokiem powinno być określenie źródeł ich powstawania i zastosowanie rozwiązań eliminujących te czynniki lub chociaż metod prewencyjnych. W przypadku niektórych indeksów opracowano instrukcje postępowania w zależności od otrzymanej oceny (ARMAAG, 2009; AIRNow, 2009). Rady te opracowane zostały na podstawie analizy stanu środowiska i jego wpływu na zdrowie ludzkie. Można założyć, iż wskaźniki opracowane dla IJS spełniają podobną funkcję, ale w odniesieniu do środowiska. W przyszłości jednak planuje się opracowanie bardziej szczegółowych instrukcji, które będą miały nie tylko charakter informacyjny. Celem będzie przedstawienie konkretnych rozwiązań w zależności od stanu środowiska, które wpłyną na poprawę jakości środowiska.

Już teraz na podstawie analizy wskaźników poprawy i degradacji jakości środowiska można opracowywać programy lokalnych systemów monitoringu środowiska. Czasami bowiem zdarza się, iż system monitoringu w danym regionie nie odpowiada faktycznym potrzebom, które odzwierciedlone są w stanie środowiska. W powiecie suskim została przeprowadzona analiza stanu atmosfery na podstawie IJP (Czekaj i Suchecki, 2008b). Wykazała ona, iż otrzymane wyniki są skutkiem nie tylko rzeczywistych zagrożeń występujących w regionie, ale prawdopodobnie również źle dobranej lokalizacji i ilości punktów pomiarowych. Dodatkowo stwierdzono, iż w przypadku niektórych parametrów powietrza częstotliwość wykonywanych pomiarów jest zbyt niska. Wnioski na temat monitoringu były jednak wynikiem kolejnych analiz, a nie otrzymanych na podstawie indeksu wyników. Dzięki IJS otrzymywana jest informacja na temat sposobu monitoringu, jaki powinien być prowadzony dla poszczególnych parametrów (podstawowy, czy rozszerzony).

Można zaryzykować stwierdzenie, iż metodologia obliczania IJS, zwłaszcza formy podstawowej, jest bardzo uniwersalna porównując go z innymi indeksami. Jednakże, sama ocena stanu środowiska na jego podstawie jest już bardziej zróżnicowana. Dzieje się tak ze względu na kilka czynników. Podstawowym czynnikiem są normy dopuszczalne, do których się odnosi podczas retrospektywnej analizy, a które mogą się różnić w zależności od regionu, organizacji, czy czasu (zmiany w legislacji w poszczególnych latach). Kolejnym czynnikiem

są różnice w lokalnych systemach monitoringu środowiska (Czekaj i Suchecki, 2008b; Jiang i in., 2004). Ilość i rodzaj parametrów, mimo iż uśrednione, też mają znaczenie przy ocenie stanu środowiska, zwłaszcza w przypadku analizy porównawczej środowisk dwu różnych regionów (Czekaj i Suchecki, 2007; Krajnc i Glavic, 2005b).

### **6.1.2. Metodyka modyfikacji IJS**

W tej części dyskusji rozpatrzona zostanie możliwość dostosowania IJS w różnych regionach ze względu na czynniki modyfikacji. Jak wiadomo istnieją trzy grupy czynników, które należy uwzględnić podczas modyfikacji. Podstawową grupę stanowią czynniki gospodarcze, od których de facto będzie zależeć dokładność oceny. IJS bazuje głównie na danych objętych przez PMS i dostarczanych przez lokalny system monitoringu wybranego regionu. Wynikiem tego założenia jest kompletna interpretacja uzyskiwanych danych oraz brak dodatkowych kosztów na analizy parametrów, które byłyby przeznaczone na ich pomiar w przypadku indeksów o sztywno ustalonych parametrach. Zakłada się, iż Wojewódzkie i Powiatowe Inspektoraty Ochrony Środowiska prowadzą lokalne systemy monitoringu w odpowiedni sposób, czyli rodzaj monitorowanych parametrów, sposób i częstotliwość ich pomiarów są dostosowane do potrzeb w danym regionie. Zależy to od stopnia zdegradowania środowiska, stopnia uprzemysłowienia, natężenia ruchu, itd. Biorąc pod uwagę te fakty można stwierdzić, iż ocena na podstawie IJS jest wystarczająca i odzwierciedla czynniki gospodarcze danego regionu. Stąd też włączanie do oceny wszystkich parametrów, w przypadku  $EQI_G$ , powoduje, iż ze względu na czynniki gospodarcze nie ma potrzeby dodatkowej modyfikacji indeksu przed jego zastosowaniem w różnych regionach. Modyfikacja odbywa się „na bieżąco” przez dobór parametrów. Można uznać, iż pod tym względem jest to indeks uniwersalny. Oczywiście należy pamiętać o ryzyku, iż lokalny system monitoringu środowiska może nie być prowadzony w sposób prawidłowy (Czekaj i Suchecki, 2008b; Silva i Quiroz, 2003). Zaletą indeksu jest możliwość weryfikowania sposobu monitoringu parametrów jakości środowiska na podstawie otrzymanych wyników. Określenie wskaźników degradacji i poprawy jakości środowiska pozwala na ustalenie podstawowego i rozszerzonego monitoringu, które również „na bieżąco” mogą być weryfikowane i modyfikowane w zależności od zaistniałej sytuacji.

Niestety te rozważania głównie dotyczą formy podstawowej IJS, w której brane są pod uwagę wszystkie wyniki monitoringu środowiska. Natomiast w przypadku formy uzupełniającej, gdzie następuje selekcja parametrów spośród wszystkich, które są

monitorowane, i wybór tylko kilku z nich, modyfikacja indeksu ze względu na czynniki gospodarcze budzi już zastrzeżenia. Znowu, tak jak w przypadku  $I_{CSD}$  (Krajnc i Glavic, 2005a), pojawia się niebezpieczeństwo subiektywizmu. Nawet, jeśli w jednym regionie wybór parametrów, a co za tym idzie ocena, jest obiektywna, w innym może już taka nie być. Ponownie nasuwa się stwierdzenie, iż w przypadku  $EQI_T$  metodologię należy w przyszłości dopracować, a chcąc modyfikować indeks ze względu na czynniki gospodarcze lepiej jest zastosować do oceny stanu środowiska formę podstawową IJŚ.

Jak wcześniej stwierdzono system monitoringu środowiska danego obszaru powinien być dostosowany do czynników gospodarczych, jakie występują w wybranym obszarze. Jednakże, należy zauważyć, iż sam monitoring jest czynnikiem modyfikacji, który został zaliczony do grupy czynników prawnych. Nie tylko odzwierciedla stopień rozwoju gospodarczego, ale również powiązany jest z systemem prawnym obowiązującym w danym regionie, czyli kolejnym czynnikiem z tej grupy. Pisząc system prawny ma się na myśli wiele aktów prawnych, które określają, w jaki sposób ma się odbywać zarządzanie środowiskiem. Ustawa o PMS (Dz. U. 1991 nr 77 poz. 335 rozdz. 4) i ochronie poszczególnych elementów środowiska (Dz. U. 2002 nr 165 poz. 1359; Dz. U. 2008 nr 47 poz. 281; Dz. U. 2003 nr 1 poz.12; Dz. U. 2002 nr 204 poz. 1728) oraz inne dotyczące bezpośrednio i pośrednio środowiska naturalnego (M.P. 1997 nr 16 poz. 146; M.P. 1999 nr 8 poz. 96; MOŚ, 2009) są również odzwierciedlone w monitoringu środowiska. Wyniki monitoringu środowiska są w końcu odnoszone do norm dopuszczalnych, które ustalone są dla każdego regionu. Stąd uzasadnione jest stosowanie do retrospektywnej analizy parametrów jakości i oceny stanu środowiska indeksów, które wykorzystują dane pochodzące z monitoringu środowiska (AIRNow, 2009; INE, 2009; Liu Ch.-M., 2002; Murena, 2004; Ruiz-Suarez i Mayora, 1994). Wynikiem zastosowania tej zasady jest fakt, iż podobnie jak w przypadku modyfikowania IJŚ ze względu na czynniki gospodarcze, opracowany indeks jest w pewnym sensie uniwersalny, jeśli chodzi o czynniki prawne. Dzieje się tak w związku z faktem, iż dopuszczalne normy prawne w danym regionie są uwzględniane podczas obliczania IJŚ. Stąd wniosek, iż indeks jest modyfikowany „na bieżąco” ze względu na czynniki prawne w zależności od regionu, dla którego dokonywana jest ocena stanu środowiska na podstawie IJŚ. W przypadku tej grupy czynników modyfikacji, niezależnie od formy indeksu, która jest obliczana, obie odzwierciedlają legislację obowiązującą w danym obszarze.

Dopuszczalne poziomy stężenie zanieczyszczeń w środowisku są określone w aktach prawnych obowiązujących dla danego regionu. Różnice między tymi limitami w różnych obszarach wynikają z wielu czynników. Jednakże główną przyczyną są różnice w warunkach



klimatycznych wybranych obszarów. Dobrze obrazującym przykładem różnej reakcji zanieczyszczenia w zależności od warunków klimatycznych są bakterie *Escherichia coli*, które są wskaźnikiem zanieczyszczenia pochodzenia antropogenicznego już od początku XX wieku. W klimacie tropikalnym mogą rozmnażać się one poza organizmem ludzkim, mimo powszechnego przekonania, że poza nim są zdolne jedynie do przeżycia i zachowania wirulencji, jednak niezdolne do rozmnażania (Ford i Colwell, 1995).

Z drugiej strony wiadomym jest, iż w danym klimacie mogą być położone regiony, różniące się między sobą warunkami topograficznymi, które mają wpływ na lokalne zmiany warunków pogodowych i w związku z tym sposobu rozchodzenia się i reakcji zanieczyszczeń w środowisku (Crabtree i Bayfield, 1998; Czekaj i Grzyb, 2007; Czekaj i Suchecki, 2007; Daly i Wania, 2005). Niestety ten fakt często nie jest odzwierciedlony w ustawodawstwie. Przykładowo w Polsce istnieją osobne normy dopuszczalne dla zanieczyszczeń w powietrzu jedynie dla obszarów parków narodowych (ustawa o powietrzu dla parków narodowych). W tym sensie nie ma więc bezpośredniego nawiązania IJŚ do warunków naturalnych (z wyjątkiem warunków klimatycznych, które odzwierciedlone są w dopuszczalnych normach regionalnych). Dokładnie rzecz biorąc forma podstawowa indeksu nie rozwiązuje tego problemu. Inaczej wygląda w tym świetle forma uzupełniająca indeksu, która jak do tej pory została oceniona, jako mniej korzystna. Oprócz uwzględnienia wag parametrów jakości środowiska w dopuszczalnych normach, nadawane są również dodatkowe wagi poszczególnym parametrom. Tu właśnie mogą zostać odzwierciedlone warunki lokalne, które będą różnicować ocenę stanu środowiska w obszarach np. górskich i nadmorskich. W ten sam sposób może być również uwzględniony stopień degradacji środowiska naturalnego danego obszaru lub jego wrażliwość na zanieczyszczenia, czyli inne naturalne czynniki modyfikacji. W związku z powyższymi faktami chcąc modyfikować IJŚ ze względu na te czynniki lepiej zastosować  $EQI_T$ , jako uzupełniającą ocenę weryfikującą wyniki otrzymane na podstawie  $EQI_G$ . W ten sposób indeks zostanie dostosowany do warunków naturalnych w danym regionie.

Rozważania na temat modyfikacji IJŚ ze względu na czynniki naturalne nasuwają rozwiązanie problemu wyboru parametrów w przypadku  $EQI_T$ . Wydaje się, iż najlepiej do oceny stanu środowiska wybierać parametry, które będą charakteryzować cechy regionalne. Tak więc wybór parametrów przy uzupełniającej formie IJŚ powinien być determinowany czynnikami naturalnymi (Crabtree i Bayfield, 1998; Cogliani, 2001; Li X.-mei i in., 2005; Ravetz, 2000). Oczywiście dodatkowo należy uwzględnić profil gospodarczy regionu, który może potęgować wszystkie procesy zachodzące w przyrodzie niezależnie od ukształtowania

terenu czy innych czynników naturalnych (Clymo i in., 2005; Czekaj i Grzyb, 2007; Li i in., 2005; Payraudeau i van der Werf., 2005). Przykładem może być eutrofizacja wód, która jest wynikiem wysokiego stężenia fosforu i azotu, zachodząca szczególnie intensywnie w obszarach wykorzystywanych rolniczo (Clymo i in., 2005; Czekaj i Grzyb, 2007; Li i in., 2005; Payraudeau i van der Werf, 2005). Niezależnie od stężeń tych pierwiastków w wodach powierzchniowych można założyć, iż mają one większe znaczenie w tym regionie, niż w regionach o innym profilu gospodarczym. Pierwiastki zostaną włączone (wybrane) do oceny stanu środowiska, a dokładnie do podindeksu dotyczącego wód powierzchniowych, na podstawie  $EQI_T$ . Podwyższone stężenie azotu i fosforu przy przeciętnym stężeniu potasu potwierdza, iż w wybranym zbiorniku lub cieku wodnym zachodzi proces eutrofizacji. Potas ma mniejszy wpływ na ten proces niż pozostałe dwa pierwiastki.

Nie można jednoznacznie stwierdzić, iż opracowany indeks jest narzędziem uniwersalnym, które pozwoli zastąpić pozostałe indeksy w ocenie stanu środowiska. Jednakże istnieje wiele możliwości prostego dostosowywania IJŚ do lokalnych warunków. Dodatkowo w odróżnieniu od innych indeksów jego metodologię można rozwijać w wielu kierunkach. Na początku dyskusji wspomniano już na temat możliwości przekształcenia IJŚ przede wszystkim do indeksu zrównoważonego rozwoju. Wspomniano również na temat możliwości oceny pojedynczych elementów środowiska na podstawie podindeksów.

### **6.1.3. Praktyczne zastosowanie IJŚ**

Do retrospektywnej analizy stanu środowiska wykorzystano dane statystyczne pochodzące z monitoringu środowiska prowadzonego w powiecie suskim, które w ten sposób zostały praktycznie zagospodarowane i zinterpretowane. Stąd twierdzi się, iż opracowany indeks można zastosować praktycznie. Pytaniem jest, czy ma on wszystkie cechy, które powinien posiadać indeks wykorzystywany w celu praktycznym, ale na szeroką skalę (Salas i in., 2005; O'Connor i Dwelling, 1986). Odpowiedź, znajduje się w ostatniej części dyskusji teoretycznej na temat IJŚ, jako narzędzia służącego retrospektywnej analizie parametrów jakości środowiska.

Każdy indeks powinien odznaczać się podstawową cechą, którą jest relewancja. Oznacza to, iż powinien nie tylko spełniać cel, do którego został opracowany (praktyczny lub naukowy), ale przede wszystkim odzwierciedlać należycie stan środowiska w badanym regionie. Prosty sposobem na przedstawienie jego jakości na podstawie stężeń zanieczyszczeń jest wykorzystanie wyników otrzymywanych z monitoringu środowiska w

danym regionie. Zakładając, iż jest on prowadzony w sposób prawidłowy, ocena na podstawie IJŚ jest relewantna w stosunku do regionu, w którym jest przeprowadzana i odzwierciedla faktyczny stan środowiska. Inną zaletą takiego rozwiązania jest brak dodatkowych kosztów finansowych.

Ważnym elementem, który determinuje wybór odpowiedniego indeksu, jest dostępność danych statystycznych niezbędnych do obliczeń. Jak do tej pory wspomniano o tym wielokrotnie. Fakt ten jest potwierdzany również przez wielu autorów (Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a; Jiang i in., 2004; Krajnc i Glavic, 2005a i b; Murena, 2004). Jest to czynnik, który w bezpośredni sposób wpływa nie tylko na możliwość, ale również na koszty związane z oceną stanu środowiska na podstawie wybranego indeksu. Bazując na wszystkich dostępnych danych nie tylko nie zwiększa się kosztów, ale również powoduje, iż ocena jest mimo wszystko pełna i wiarygodna. Wykorzystując indeksy częściowe ocena stanu środowiska jest również częściowa (Czekaj i Suchecki, 2007), a więc nie tak dokładna, jak na podstawie oryginalnych indeksów. Z drugiej strony nie wliczając wszystkich dostępnych parametrów środowiska do oceny (AIRNow, 2009; Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a; Liu Ch.-M., 2002) można spowodować, iż ocena nie będzie w pełni odzwierciedlać stanu środowiska danego regionu.

Nie należy zapominać o dodatkowej zaletie IJŚ. Na podstawie otrzymanych wyników istnieje możliwość zweryfikowania poprawności prowadzenia lokalnego systemu monitoringu środowiska, zarówno pod kątem rodzaju parametrów i częstotliwości pomiarów, jak i sposobu ich wykonywania. Wciąż w wielu miejscach w Polsce prowadzone są pomiary za pomocą metod pasywnych (Czekaj i Suchecki, 2006, 2007, 2008a i b). Takie rozwiązanie może być stosowane w regionach o stosunkowo wysokiej i stabilnej jakości środowiska. Metody pasywne służą do okresowego potwierdzania stanu środowiska, a nie do identyfikowania „na bieżąco” zmian, które w nim zachodzą. Jest to możliwe stosując automatyczne sposoby pomiaru, dzięki którym wyniki monitoringu otrzymywane są on-line. Dzięki określeniu wskaźników, które wpływają na pogarszanie się i polepszanie jakości środowiska można określić, jaki rodzaj monitoringu powinien być prowadzony w stosunku do poszczególnych parametrów (Cogliani, 2001; Czekaj i Suchecki, 2008b). Dzięki takiemu rozwiązaniu można znaleźć oszczędności lub przesunąć nakłady finansowe na inne, bardziej wymagające uwagi parametry. Jest to bardzo ważna zaleta z punktu widzenia praktycznego zastosowania. Dzięki IJŚ można więc prowadzić zrównoważony system monitoringu, co oprócz oczywistych korzyści, które wynikają dla samego środowiska, jest również częścią zrównoważonej

polityki poszczególnych regionów (Czekaj i Suchecki, 2006, 2008b; Pires i in., 20008; Silva i Quiroz, 2003; M.P. 1997 nr 16 poz. 146; M.P. 1999 nr 8 poz. 96).

Natomiast w przypadku braku danych wykonywanie dodatkowych pomiarów zwiększa nakłady finansowe. Jednocześnie należy pamiętać, iż przed decyzją o wprowadzeniu dodatkowego parametru do monitoringu środowiska, wcześniej trzeba sprawdzić, czy dany parametr jest znaczący dla stanu środowiska w danym regionie (Cogliani, 2001; Czekaj i Suchecki, 2008b). W tym celu analiza na podstawie IJS również może być przydatna. Natomiast inne sposoby otrzymywania brakujących danych (Barbante i in., 2004; Czekaj i Suchecki, 2006; Jackson i in., 2004; Laudon i in., 2005; Reungoat i in., 2004) mogą podrażać koszty, ale przede wszystkim wymagają również specjalistycznej wiedzy i wydłużają czas wykonywania oceny stanu środowiska. IJS natomiast może być w każdej chwili zastosowany z taką częstotliwością, jaka jest wymagana.

Z praktycznego punktu widzenia łatwość obliczania indeksu jest również cechą wymaganą. Indeks został opracowany z myślą o instytucjach zajmujących się monitorowaniem środowiska i przetwarzaniem danych na jego temat. Metodologia nie powinna być skomplikowana, ale zarazem oparta na naukowych podstawach. Obie cechy indeksu w przypadku IJS są spełnione. Statystyczne przetwarzanie danych pochodzących z monitoringu ułatwia porównywanie parametrów i ocenę stanu środowiska oraz poszczególnych jego elementów. Dopuszczalne stężenia poszczególnych parametrów w środowisku, do których się odnosi podczas obliczeń, są opracowane w taki sposób, aby zarówno życie i zdrowie ludzkie, jak i środowisko nie było zagrożone pogorszeniem w wyniku działalności gospodarczej człowieka. Oparte są one na solidnych badaniach prowadzonych szeroko na całym świecie (WHO, 2009).

Nie należy również zapominać, że oprócz instytucji zajmujących się ochroną środowiska, jest jeszcze druga bardzo ważna grupa odbiorców, czyli opinia publiczna. Wyniki oceny stanu środowiska łącznie z konsekwencjami, które ze sobą niosą, otrzymane na podstawie indeksu mają być zrozumiałe również dla nich (AIRNow, 2009; ARMAAG, 2009). Takie jest ostateczne przeznaczenie każdej oceny stanu środowiska. Zgodnie z artykułem 3 Konstytucji RP (Dz. U. 2001 nr 112 poz. 1198) każdy ma prawo do nieograniczonej i bezpłatnej informacji na temat stanu środowiska, w którym żyje. Skala, opracowana z myślą o IJS, oprócz innych zalet, posiada również tę, iż w prosty i przejrzysty sposób informuje o stanie środowiska oraz jego elementów. Zresztą celem wszystkich skal jakości jest przedstawienie jakości środowiska w prosty, obrazowy sposób (AIRNow, 2009; ARMAAG,

2009; Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a; Hu i in., 2007; Murena, 2004; Ruiz-Suarez i Mayora, 1998; Vrscaj i in., 2008).

Na podstawie powyższych rozważań można stwierdzić, iż IJS posiada wszystkie cechy indeksu, którego celem jest zastosowanie praktyczne (O'Connor i Dwelling, 1986). Sprawdzono go jednak również pod kątem możliwości wykorzystania w kontekście naukowym. Jak wynika z wcześniejszej analizy, IJS posiada pewne cechy takiego indeksu., do których zalicza się nieskomplikowaną metodologię i możliwość włączenia do oceny różnych substancji. Kolejną cechą, którą odznaczają się indeksy wykorzystywane do celów naukowych, jest wrażliwość na małe ilości zanieczyszczeń w środowisku. Zaleca się, aby opracowany indeks obliczać na podstawie wartości stężeń dopuszczalnych wybranych substancji, które są podane w aktach pranych (ustawa o wodzie, powietrzu i glebie). Jednakże dopuszcza się również przyjęcie innych poziomów substancji, które limitować będą występowanie danego zanieczyszczenia w środowisku ( $V_A$ ). Mogą być to poziomy przyjęte ze względu na konkretne cele wyznaczone w pracach badawczych. Równocześnie dane statystyczne wykorzystane do obliczeń nie muszą pochodzić z monitoringu środowiska, tylko mogą być otrzymywane w wyniku pomiarów własnych. Ilość substancji, która zostanie uwzględniona do oceny, również może być indywidualnie dostosowana do wyznaczonego celu badawczego.

Ze względu na te cechy obie formy indeksu można zastosować w celu naukowym. Podstawową jednak cechą indeksu jest możliwość zastosowania go w różnych miejscach niezależnie od szerokości geograficznej. W metodologii IJS zostało założone, iż formę indeksu  $EQI_T$  oblicza się uwzględniając lokalne warunki naturalne i gospodarcze. Założenie stoi więc w sprzeczności do tej cechy indeksu. Wydaje się, iż w celach naukowych lepiej jest obliczać formę  $EQI_G$ . Jednak okazuje się, iż dzięki obliczaniu wag parametrów, można uwzględnić nie tyle czynniki gospodarcze i naturalne, lecz zależności między poszczególnymi substancjami, które są rozpatrywane w danym przypadku. W tym sensie forma  $EQI_T$  może okazać się nawet lepszym narzędziem do naukowej analizy wpływu substancji na jakość środowiska, bądź poszczególnych jego elementów. Natomiast, jeśli rozpatrywać indeks tylko ze względu na fakt, iż nie powinien być on zależny od miejsca, dla którego jest obliczany,  $EIQ_G$  jest formą zalecaną.

Z powyższych rozważań wynika, iż IJS jest indeksem, który może być wykorzystywany do retrospektywnej analizy parametrów jakości środowiska nie tylko w celach praktycznych, ale również naukowych. Jednakże do tego drugiego celu należy

wcześniej przeprowadzić analizę mającą na celu dobranie odpowiedniej formy indeksu do założonego celu badawczego.

## 6.2. Część praktyczna

### 6.2.1. Stan środowiska naturalnego

Na podstawie retrospektywnej analizy parametrów jakości za pomocą IJS stwierdzono, iż stan środowiska powiatu suskiego w latach 2000-2006 wahał się między bardzo dobrym, a zadawalającym. Obie formy indeksu wskazują, iż środowisko osiągnęło lepszy stan w latach 2000 i 2004. Najwyższa jakość środowiska została zanotowana w roku 2004, a najgorsza w 2006 (tab. 5.6. i 5.11.). Okazało się również, iż średnia arytmetyczna obliczona na podstawie wyników indeksów w poszczególnych latach wynosi  $EQI_G = 0,533$  i  $EQI_T = 0,523$ . Obie wartości są zbliżone i stosunkowo wysokie. Wskazują, iż w badanym okresie stan środowiska był średnio na poziomie zadawalającym, ale bliski bardzo dobremu. Niestety linie trendu wyznaczone na podstawie tych samych wyników przedstawiają stopniowe pogarszanie się jakości środowiska (wyk. 5.4. i 5.7.). Forma podstawowa indeksu wskazuje, iż stan środowiska w powiecie suskim pogarsza się szybciej, niż przedstawia to forma uzupełniająca. Na podstawie linii trendu wyznaczonej w oparciu o wyniki  $EQI_G$  okazało się, iż nie podejmując żadnych kroków w kierunku poprawy stan środowiska w powiecie suskim może ulec pogorszeniu do dostatecznego poziomu w roku 2020 (wyk. 5.4.). W tym samym przypadku pogorszenie jakości o klasę nastąpi w roku 2044 według drugiej formy indeksu (wyk. 5.7.). Duża rozpiętość lat, w których potencjalnie może pogorszyć się jakość środowiska skłania do głębszej analizy tego problemu. Sposób obliczania formy podstawowej indeksu wyłącznie na podstawie uzyskanych z monitoringu środowiska wyników bez uwzględniania wag obliczonych według opinii ekspertów, jak to jest w przypadku formy uzupełniającej indeksu, wydaje się być bardziej obiektywny, jeśli chodzi o wyznaczenie daty pogorszenia stanu środowiska.

Powyższe rozważania skłoniły do dalszej analizy stanu środowiska w powiecie suskim. Z wykresu 5.1. wynika, iż stan środowiska zmienia się w sposób sinusoidalny. Wzrost jakości przeplata się ze spadkami. Wyjątek stanowi rok 2006, w którym zasada ta nie jest zachowana i następuje kolejny spadek jakości środowiska. Można przypuszczać, iż zmiany stanu środowiska w latach 2000-2005 mogą być spowodowane powtarzalnymi czynnikami, natomiast w 2006 roku wystąpił dodatkowy czynnik. W dalszej części dyskusji

zostanie rozpatrzony wpływ poszczególnych elementów oraz parametrów jakości na stan całego środowiska. Na podstawie wskaźników poprawy i pogarszania się jakości środowiska podejmie się próbę określenia czynników, które w sposób ciągły (powtarzalny) determinują stan środowiska, oraz czynnika, który miał największy wpływ na spadek jakości w roku 2006. Na wykresie 5.1. widać, iż stan wód powierzchniowych stopniowo się poprawia od roku 2002. Największy wzrost zanotowany został w roku 2004 (tabela 5.3. i 5.8.). Jakość wód w badanym okresie poprawia się o około 15%. W 2006 roku, inaczej niż w przypadku całego środowiska, ich stan się wciąż poprawia uzyskując najwyższy poziom. Na tym samym wykresie widać również, iż w dokładnie taki sam sposób jak jakość środowiska, zmienia się stan powietrza atmosferycznego w powiecie suskim. Widać, iż w tych samych latach następują zarówno wzrosty, jak i spadki jakości. Fakt ten w sposób jednoznaczny wskazuje, iż jakość całego środowiska jest determinowana przez stan powietrza atmosferycznego. Wbrew tendencji ulega ono pogorszeniu w roku 2006, podobnie jak środowisko. W całym badanym okresie jakość powietrza obniża się średnio o około 45%, a środowiska o 18%. Tak duża różnica w spadkach prawdopodobnie jest wynikiem pozytywnego wpływu jakości wód powierzchniowych na stan środowiska w powiecie suskim. Dzięki temu jakość środowiska z roku 2005 na 2006 pogarsza się jedynie o 7% w stosunku do 14% spadku jakości powietrza atmosferycznego.

W przypadku gleb wyznaczanie i aktualizowanie kategorii i klas zgodnie z aktami prawnymi (Dz. U. 2002 nr 165 poz. 1359) jest wystarczające do oceny ich stanu. Wyjątek sytuacje, w których gleby w sposób nagły zostają skażone na skutek powstałych awarii lub wycieków. W związku z tym faktem, jak również z powodu braku regularnego monitoringu gleb na obszarze powiatu suskiego, zrezygnowano z włączenie podindeksu gleb do stanu środowiska na podstawie IJŚ.

### **6.2.2. Stan wód powierzchniowych**

Z wykresu 5.1. wynika, iż stan wód powierzchniowych do roku 2003 utrzymuje się na stałym, bardzo dobrym poziomie, a potem ulega jeszcze poprawie. Jest to głównie zasługa parametrów W18, W5 i W 26 (wyk. 5.2.). W latach 2000-2006 ich wartości znormalizowane ulegają stałemu wzrostowi. Okazuje się jednak, iż w tym samym okresie nie ma parametru, który w sposób ciągły wpływałby na pogarszanie się jakości wód. Parametry W2 i W30 charakteryzują się zmiennym przebiegiem występowania w środowisku. Ich wartości znormalizowane okresowo zmniejszają się i zwiększają w zależności od roku (wyk. 5.2.).

Przypuszczalnie to one miały wpływ na okresowe gorsze wyniki analizy jakości wód powierzchniowych. Natomiast na bardzo stałym, ale i niskim poziomie utrzymuje się parametr W3. Stąd wniosek, iż miał on stały, a nie okresowy, negatywny wpływ na jakość wód w powiecie.

Najbardziej wyraźnym wzrostem charakteryzuje się parametr W18, czyli chrom ogólny. Do roku 2004 intensywnie wzrasta jego wartość znormalizowana, żeby potem ustabilizować się na poziomie około 0,900 punktu z tendencją do dalszego wzrostu (wyk. 5.2.). Parametr ten jest wskaźnikiem poprawy jakości tylko w roku 2000. Rok później przekracza już wartość 0,300 punktu, co oznacza, iż nie jest już nawet wskaźnikiem degradacji jakości środowiska (tab. 5.9). W roku 2006 osiąga stan idealny. Teoretycznie parametr ten od roku 2003 można by było wyłączyć spod monitoringu rozszerzonego. Chrom ogólny ma pozytywny wpływ na stan wód powierzchniowych w powiecie suskim.

Tendencja wzrostowa wartości znormalizowanych chromu ogólnego w wodach powiatu suskiego cieszy, ponieważ podwyższone dawki chromu mogą mieć poważne skutki dla ekosystemów wodnych (Dyrektywa 76/464/EWG). W roku 2000 normy dopuszczalne zostały przekroczone o ok. 6%, ale w następnych latach jego średnioroczne stężenia spadają. Fakt ten może wskazywać, iż wysokie stężenie chromu ogólnego w tym roku mogło być spowodowane jednorazowym zanieczyszczeniem wód powierzchniowych powiatu suskiego. Jest to niebezpieczne ze względu na to, iż liczne analizy wykazały, że chrom w wodach powierzchniowych nie utrzymuje się długo w stanie rozpuszczonym i szybko podlega wytrącaniu w postaci zawiesiny (głównie wodorotlenków) oraz bioakumulacji (Adomako i in., 2008; Dyrektywa 76/464/EWG; Gowd i Govil, 2008; Oktor i in., 2008). Nie dziwi w tej sytuacji fakt, iż analiza samej wody w późniejszych latach nie wskazuje na znaczące występowanie tego pierwiastka w rzekach. Dopiero bowiem analiza organizmów wodnych może zweryfikować, czy chrom występuje w nadmiarze czy nie w ekosystemie wodnym powiatu suskiego. W przypadku takich wątpliwości warto spojrzeć na wyniki, jakie osiągnęły pokrewne zanieczyszczenia wód, jak np. w tym przypadku chrom (VI) (W17) (tab. 5.5.). Okazuje się, iż jego wartości znormalizowane oscylują wokół bardzo dobrej i idealnej oceny. Stąd możliwość, iż rzeczywiście wodom powiatu suskiego nie zagraża zbyt wysokie stężenie chromu ogólnego (tab. 5.5.).

Z badań wynika, iż źródłem chromu w wodach powierzchniowych jest wiele gałęzi przemysłu, wśród których wyróżnia się przemysł metalurgiczny, produkcja farb i lakierów, materiałów ogniotrwałych oraz garbarstwo i farbowanie (Adamako i in., 2008; Gowd i Govil, 2008; Kanagaraj i in., 2008; Oktor i in., 2008). Na terenie powiatu suskiego, w trzech



gminach (Zembrzycach, Budzowie i Stryszawie), istnieje tradycja wyrobów garbarskich (GUS, 2009). To jest potencjalne źródło chromu w wodach powiatu, które zarówno mogło mieć wpływ w roku 2000 na stan wód, ale również w latach późniejszych.

Równie wyraźnym wzrostem wartości znormalizowanej w badanym okresie charakteryzuje się parametr W26, czyli selen. Podobnie, jak w przypadku W18, jego stężenie rzeczywiście wystąpiło na niepokojąco wysokim poziomie tylko w roku 2004, kiedy zaczęto prowadzić jego monitoring (wyk. 5.2.). Tylko wtedy też był on wskaźnikiem degradacji jakości wód powierzchniowych w powiecie suskim. W następnych latach jego wartości znormalizowane znacznie wzrosły, by w 2006 roku osiągnąć stan bliski idealnemu (tab. 5.5.). Podobnie, jak w przypadku W18, dostateczny stan tego parametru mógł być wynikiem jednorazowego zanieczyszczenia selenem wód powiatu suskiego. Niestety brak danych w latach 2000-2003 nie pozwala na określenie, jakie były jego wartości znormalizowane w tym czasie. Pytaniem jest, czy jest to trwała pozytywna tendencja, czy tylko chwilowa poprawa wód ze względu na ten czynnik. Kolejne pytanie, które się w tej sytuacji nasuwa to, czy można połączyć wzrost wartości znormalizowanej selenu (W26) i chromu ogólnego (W18).

Okazuje się, iż nie można połączyć występowania chromu i selenu w wodach powierzchniowych powiatu suskiego. Selen bowiem nie jest wykorzystywany w garbarstwie. Wydaje się również, iż zagrożenie ze strony pierwiastka jest większe dla wód powiatu suskiego. Po pierwsze, generalnie w wodach powierzchniowych selen w pewnym stopniu występuje naturalnie (Dyrektywa 76/464/EWG). Po drugie, w badanym powiecie znajduje się więcej źródeł selenu. W badaniach dowiedziono, iż jednym ze znaczących źródeł jest szeroko pojęta produkcja energii z węgla, od wydobycia węgla z kopalni, przez jego spalanie i procesy oczyszczania gazów odlotowych, po składowanie odpadów. Selen emitowany jest wtedy bezpośrednio do wielu elementów środowiska: wód powierzchniowych, powietrza i gleby. Z tego ostatniego z kolei może przedostawać się dalej. Dowiedziono, iż jest to problem w Północnej Karolinie (USA), Rosji i Australii (Crutchfield, 2000; Lemly, 2004; Peters i in., 1999).

Kolejnym źródłem selenu występującym w powiecie suskim jest rolnictwo, które nie jest rozwinięte na szeroką skalę, jednakże ukształtowanie terenu sprawia, iż selen szybko rozprzestrzenia się w glebie i jest wypłukiwany do wód powierzchniowych i podziemnych (Lemly, 2004; Moreno i in., 2005).

Oprócz rolnictwa selen może przedostawać się również do gleby z odcieków z lokalnego składowiska odpadów komunalnych w Suchoj Beskidzkiej. Jego położenie budzi wiele wątpliwości, ponieważ jest zlokalizowane w niedalekiej odległości od głównej rzeki

regionu – Skawy. Rzeka stanowi prawobrzeżny dopływ i potencjalne źródło zanieczyszczenia Wisły (Lemly, 2004; Peters i in., 1999). Należy zauważyć, iż charakteryzuje się, podobnie jak chrom, zdolnością do bioakumulacji. Biorąc pod uwagę jednak liczbę źródeł w powiecie suskim, zalecane jest kontynuowanie w jego przypadku monitoringu rozszerzonego, mimo poprawy wyników w dalszych latach analizy stanu środowiska.

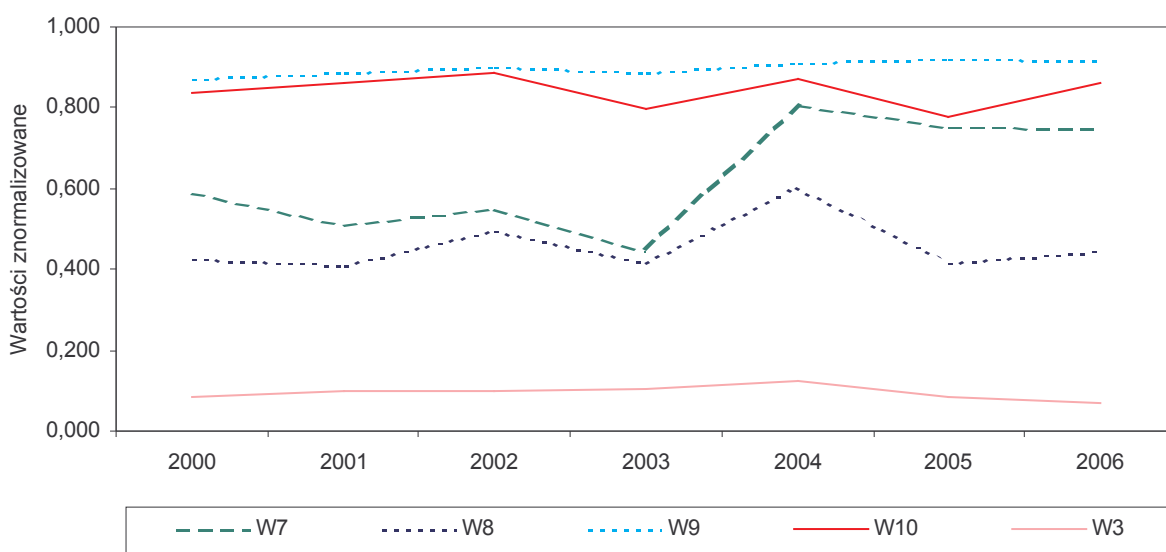
Tendencję do stopniowej poprawy wykazuje również parametr W5 (BZT5). Jednak w porównaniu do poprzednio omówionych parametrów, które miały pozytywny wpływ na poprawę stanu wód w powiecie suskim w badanym okresie, wzrost wartości znormalizowanej nie jest już tak spektakularny. Wzrost wartości parametrów W26 i W18 wynoszący średnio 105% jest nieporównywalnie wyższy, niż parametru W5, który w badanym okresie wyniósł tylko 19%. Jednakże mimo wszystko cieszy fakt, iż parametr wykazuje tendencję wzrastającą (wyk. 5.2.). Przez pierwsze trzy lata analizowanego okresu jest wskaźnikiem degradacji stanu wód powierzchniowych. Potem jego wartości znormalizowane wzrastają wciąż oscylując jednak w pobliżu granicy 0,300 punktu (tab. 5.5.). Stąd też uzasadnione jest kontynuowanie monitoringu rozszerzonego w przypadku W5.

Parametry omówione powyżej, dzięki wzrostowej tendencji wartości znormalizowanych, mają stały, pozytywny wpływ na jakość wód powierzchniowych powiatu suskiego w badanym okresie. Jednakże w wodach występuje również czynnik, który ma negatywny wpływ na ich stan w sposób ciągły. Czynnikiem tym jest parametr oznaczony jako W3, czyli odczyn (pH). Przez cały analizowany okres wykazuje on niski poziom oscylujący wokół 0,100 punktu (tab. 5.5.) i dlatego jest wskaźnikiem degradacji jakości środowiska, który w całym okresie powinien być objęty monitoringiem rozszerzonym. W tym przypadku jednak jest to zrozumiałe, ponieważ analizę wód pod kątem odczynu wykonuje się każdorazowo.

Należy jednak zwrócić uwagę na fakt, iż parametr w analizowanym okresie nie wykazuje też znacznych spadków wartości znormalizowanych. Wynika z tego fakt, iż parametr W3 nie wpływa bezpośrednio na pogarszanie się jakości wód powierzchniowych w powiecie, ale raczej hamuje pozytywną tendencję do poprawy ich stanu (wyk. 5.3.). Okazuje się też, iż lepiej by wartości rzeczywiste pH były wysokie, ponieważ wtedy wytrącają się związki metali ciężkich w wodzie, które w przeciwnym wypadku rozpuszczają się w wodzie. Metale ciężkie z kolei mają ogromny wpływ na zdrowie ludzkie i organizmy żywe (Świdarska – Bróż, 1982). Być może stosunkowo wysoka wartość pH w wodach powiatu suskiego spowodowała, iż ich stan uległ poprawie ze względu na zawartość chromu (VI).

Tak stały poziom, którym wykazuje się pH wód powierzchniowych w powiecie suskim może świadczyć o naturalnych podłożach tego stanu. Analiza rzeki Han w Korei Południowej wskazywała, iż pH kształtuje się na podobnym poziomie, co w powiecie suskim. Okazało się, iż parametr ten wykazuje pozytywną korelację z czynnikami naturalnymi. Wartość pH w dużej mierze zależała bowiem bardziej od rodzaju podłoża i przyległych do koryta rzecznych gleb oraz od topografii terenu, niż od zanieczyszczenia wód ściekami komunalnymi (Chang, 2008).

Z kolei w tropikalnej rzece Ganges, Indie, wartości pH w okresie pomonsunowym wzrastały powyżej wartości uzyskiwanych w wodach powiatu suskiego (Sarkar i in., 2007). Rozlewiska tworzone podczas monsunu były przyczyną zwiększonego dopływu czynników biogennych, które były prawdopodobną przyczyną wzrostu. Powiat suski został nawiedzony przez powódź w roku 2002. Jednak wyniki otrzymane w tym roku nie potwierdzają wpływu czynników biogennych na zmianę pH (wyk. 6.1).



Wyk. 6.1. Zależność pH wód powierzchniowych w powiecie suskim od czynników biogennych w latach 2000-2006

Dwa ostatnie parametry, które zostały zakwalifikowane, jako wskaźniki poprawy wód powierzchniowych, to W2 (zawiesina ogólna) i W30 (liczba bakterii *coli* typu fekalnego). Przebieg zmienności wartości znormalizowanych obu parametrów, w odróżnieniu od pozostałych wskaźników jakości wód powierzchniowych w powiecie suskim, jest zróżnicowany w czasie. W latach 2003-2004 parametr W2 uległ znacznemu pogorszeniu z

poziomu bardzo dobrego, aż do złego (tab. 5.8.). W 2004 roku stężenie zawiesiny ogólnej w wodach powiatu suskiego przekroczyło dopuszczalne normy o 66%. Jednak przyglądając się jakości wód w tym samym czasie, okazuje się, iż ich stan się poprawia (wyk. 5.1.). Fakt ten świadczy, iż to nie parametr W2 miał bezpośredni wpływ na jakość wód. W tym samym czasie odnotowany został wzrost jakości pozostałych parametrów. Natomiast największym wzrostem o 142% charakteryzował się parametr W30 (wyk. 5.2.). Wcześniej przed 2004 rokiem, kiedy osiągnął bardzo dobry wynik, był wskaźnikiem poprawy jakości wód powierzchniowych z wyjątkiem 2000 roku (tab. 5.9.). Właśnie ten parametr był przyczyną neutralizacji złego wpływu spadku jakości parametru W2. Gdyby parametr W30 pozostał na tym samym, złym poziomie, prawdopodobnie stan wód w tym roku pogorszyłby się. W całym okresie stan obu parametrów waha się między bardzo dobrym, a złym (tab. 5.8.).

Parametr W30, czyli liczba bakterii z grupy *coli* typu kałowego (tab. 5.4.), jest popularnym wskaźnikiem zanieczyszczenia bakteriologicznego wód powierzchniowych (Chang, 2008; Czekaj i Grzyb, 2007; Kim i in., 2008; Sarkar i in., 2007). Naturalnym środowiskiem życia bakterii *coli* są jelita człowieka. W wodzie zanieczyszczonej ściekami komunalnymi przeżywają, lecz tracą zdolność do rozmnażania (Czekaj i Grzyb, 2007; Ford i Colwell, 1995). W powiecie suskim analizowano przyczyny zanieczyszczenia wód m.in. tymi bakteriami (Czekaj i Grzyb, 2007). Okazało się, iż zanieczyszczenie wód potoków położonych w obrębie Babiogórskiego Parku Narodowego zależne jest od czynników naturalnych, takich jak warunki pogodowe, pora roku i ukształtowanie terenu. Natomiast w przypadku pozostałych rzek i potoków górskich, przepływających przez najbliższą miejscowość (Zawoję), zanieczyszczenie wód jest już pochodzenia antropogenicznego, a ich jakość jest determinowana przez bakterie z grupy *coli*. Jest więc bardzo prawdopodobne, biorąc pod uwagę wysoką liczbę tych bakterii w rzekach objętych monitoringiem państwowym, iż zanieczyszczenie to jest również pochodzenia antropologicznego. Inne badania (Gołuszka i Kwaśny, 2004) oraz raporty środowiskowe WIOŚ (Raport, 2000-2006) potwierdzają, ten fakt. Analiza jakości wód powierzchniowych przeprowadzona w oparciu o IJŚ dowodzi tych samych wniosków.

Spadek zanieczyszczenia wód bakteriami z grupy *coli* typu fekalnego w latach 2003-2004 prawdopodobnie jest przyczyną modernizacji w 2003 roku Zakładu Komunalnego w Suchoj Beskidzkiej odpowiedzialnego m.in. za odprowadzanie i oczyszczanie ścieków. Potwierdzają to wysokie wartości znormalizowane parametru W30 w późniejszych latach. Omówiony wcześniej parametr W5 należy do grupy wskaźników tlenowych (Dyrektywa 76/464/EWG). Jednakże w analizach źródeł zanieczyszczenia często rozpatrywany jest

łącznie z innymi parametrami, jako konsekwencja zanieczyszczenia ściekami komunalnymi lub przemysłową hodowlą zwierząt (Chang, 2008; Czekaj i Grzyb, 2007; Kim i in., 2008; Sarkar i in., 2007). Porównując przebieg zmienności wartości znormalizowanych BZT5 i bakterii z grupy *coli* typu fekalnego okazuje się, iż można znaleźć wspólne zależności, co potwierdza zanieczyszczenie ściekami komunalnymi wód powierzchniowych powiatu suskiego. Zanim nastąpiła wyraźna poprawa tych wód ze względu na bakterie, poziom BZT5 utrzymywał się na stałym niskim poziomie. Dopiero w 2003 roku, kiedy zmodernizowanie lokalnego zakładu oczyszczalni ścieków wpłynęło na lepsze wyniki bakteriologicznej analizy wody, nastąpił powolny wzrost parametru W5.

Tendencja do wzrostu w przypadku obu parametrów nie jest jednak jednakowa. Wzrost parametru W30 jest zdecydowany, gwałtowny, natomiast W5 łagodny (wyk. 5.2.). Generalnie rzeki w powiecie suskim powinny wykazywać się dużą zdolnością do samooczyszczania, ponieważ sprzyjają ku temu warunki. Są to płytkie cieki wodne o szybkim nurcie, co sprzyja natlenianiu, które zachodzi w całym przekroju poprzecznym rzeki. Mimo podobnych warunków fizycznych i hydrologicznych wód powierzchniowych objętych państwowym monitoringiem (raporty) i na obszarze babiogórskim (Czekaj i Grzyb, 2007) okazało się, iż proces natleniania nie zachodzi równie szybko. Świadczyć to może o większym ładunku zanieczyszczeń wód powierzchniowych analizowanych na podstawie IJS. W związku z tym faktem postanowiono zwrócić uwagę na inne parametry, które mogą mieć wpływ na tę sytuację. W pierwszej kolejności przyglądnięto się parametrowi W4, czyli stężeniu tlenu rozpuszczonego (wyk. 6.2.). Jak się okazuje, parametr W4 nie jest wskaźnikiem jakości wód powierzchniowych w powiecie suskim, jednak jego wartości utrzymują się na stałym poziomie ok. 0,350 punktu (tab. 5.5.), czyli nieco powyżej tej granicy. Fakt ten potwierdza tylko, iż niski poziom i łagodny wzrost wartości znormalizowanych BZT5 jest przyczyną nie tylko parametru W30. Stąd wniosek, iż musi być dodatkowy czynnik, który w negatywny sposób wpływa na ten parametr.

Przyczyną zwiększonego zapotrzebowania na tlen może być intensywny rozwój flory wodnej spowodowany dopływem składników pokarmowych z nawozów mineralnych i organicznych. Wtedy poziom BZT5 się pogarsza (Li i in., 2005; Payraudeau i van der Werf; 2005; Xue-gong i in., 2002). Parametry W7 (amoniak), W8 (azot ogólny Kjeldahla), W9 (azotany) i W10 (fosforany) charakteryzują poziom składników pokarmowych (biogennych) w wodach powierzchniowych powiatu suskiego (tab. 5.4.). Okazuje się, iż wartości znormalizowane tych parametrów wahają się w poszczególnych latach między stanem zadawalającym, a bardzo dobrym (tab. 5.8.). Stosunkowo wysokie wartości znormalizowane

świadczą o średnim wpływie rolnictwa na jakość wód w porównaniu do innych źródeł zanieczyszczenia w powiecie suskim.



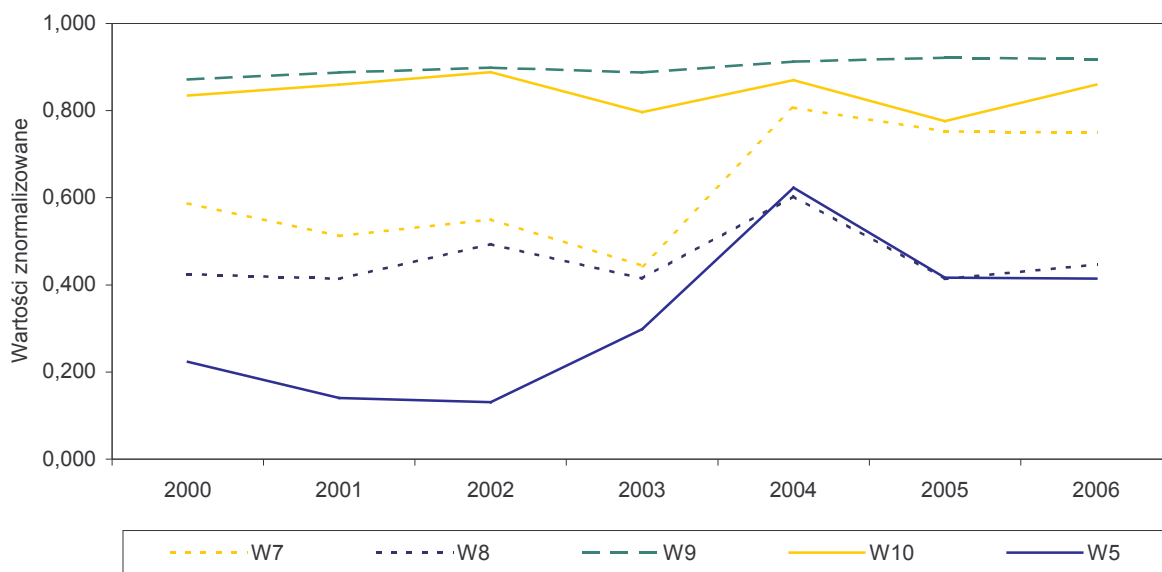
Wyk. 6.2. Porównanie wskaźników tlenowych wód powierzchniowych w powiecie suskim w latach 2000-2006

Średnia jest również zależność między wskaźnikami biogennymi, a BZT5 (wyk. 6.3.). Największy wpływ na poziom BZT5 miały one w roku 2004. Wszystkie parametry zanotowały w tym roku wzrost. Jedynie wartości znormalizowane parametru W9 pozostają na stałym poziomie, ale wysokim.

Powyższa analiza BZT5 potwierdza, iż parametr ten zależny jest od wielu czynników i źródeł zanieczyszczenia. Jednakże zmiany poziomu BZT5 w badanym okresie wynikają bardziej ze zmiennej aktywności życiowej organizmów (wyk. 6.3. i wyk. 5.2.), niż zmiennego stężenia tlenu rozpuszczonego (wyk. 6.1.). Aktywność organizmów powinna być zależna od czynników naturalnych, których jednak wpływ zaburzane jest przez zanieczyszczenie wód. Analiza wód rzeki Han, Południowa Korea, wykazała również, iż poziom BZT5 zależy od czynników antropogenicznych (działalności komunalnej i gospodarczej miejscowej ludności), natomiast stężenie tlenu rozpuszczonego i pH od czynników naturalnych (ukształtowania terenu i rodzaju gleby) (Chang, 2008).

Ważny z punktu widzenia jakości całego środowiska w powiecie suskim jest rok 2006, kiedy niestety nie ma spodziewanej poprawy jego stanu. Wcześniej stwierdzono, iż spadek jest mniejszy, dzięki wzrostowi jakości wód powierzchniowych. Z wykresu 5.2. wynika, iż w danym roku poprawie ulegają wszystkie wskaźniki jakości wód powierzchniowych z

wyjątkiem parametrów W3 i W5, które pozostają na dotychczasowym poziomie. Największym wzrostem odznacza się zaś parametr W2, czyli zawiesina ogólna. Od dramatycznego spadku na przełomie lat 2003-2004 jego wartość znormalizowana zaczyna wzrastać do poziomu bardzo dobrego w 2006 roku. Prawdopodobnie ten parametr miał decydujący wpływ na wzrost jakości wód w tym roku, ponieważ ich stan w dwu poprzednich latach ustabilizował się na poziomie ok. 0,700 punktu (tab. 5.5.).



Wyk. 6.3. Wpływ wskaźników biogennych na poziom BZT5 w wodach powiatu suskiego w latach 2000-2006

Ważny z punktu widzenia jakości całego środowiska w powiecie suskim jest rok 2006, kiedy niestety nie ma spodziewanej poprawy jego stanu. Wcześniej stwierdzono, iż spadek jest mniejszy, dzięki wzrostowi jakości wód powierzchniowych. Z wykresu 5.2. wynika, iż w danym roku poprawie ulegają wszystkie wskaźniki jakości wód powierzchniowych z wyjątkiem parametrów W3 i W5, które pozostają na dotychczasowym poziomie. Największym wzrostem odznacza się zaś parametr W2, czyli zawiesina ogólna. Od dramatycznego spadku na przełomie lat 2003-2004 jego wartość znormalizowana zaczyna wzrastać do poziomu bardzo dobrego w 2006 roku. Prawdopodobnie ten parametr miał decydujący wpływ na wzrost jakości wód w tym roku, ponieważ ich stan w dwu poprzednich latach ustabilizował się na poziomie ok. 0,700 punktu (tab. 5.5.).

Niestety w przypadku zawiesiny ogólnej trudno ustalić źródło zanieczyszczenia. Jest to bowiem mieszanina części stałych, pyłów, zanieczyszczeń z powierzchni ziemi, części

mineralnych, soli i innych, nierozpuszczalnych związków chemicznych wytrąconych w wodzie lub naniesionych z zewnątrz. Zawiesina może tworzyć się zarówno w wyniku działalności gospodarczej, jak i naturalnie (Maciak, 2003). Tylko analiza składu chemicznego może wskazać na przyczynę powstawania zawiesiny (Dyrektywa 76/464/EWG; Wigginton i in., 2007).

Występowanie niskich wartości znormalizowanych, czyli wysokich stężeń rzeczywistych zawiesiny ogólnej w powiecie suskim może być skutkiem zarówno naturalnych procesów zachodzących w środowisku, jak i działalności komunalnej i gospodarczej mieszkańców. Z przeanalizowanych do tej pory wskaźników jakości wód powierzchniowych w powiecie suskim można przypuszczać, iż analiza chemiczna, zwłaszcza w latach 2003-2005 wykazałaby obecność wodorotlenków selenu, ponieważ selen ma tendencję do wytrącania się w postaci tych związków w zawiesinie (Dyrektywa 76/464/EWG). Dodatkowo, analiza prawdopodobnie wykazałaby obecność pyłów pochodzących z sektora energetycznego (Wigginton i in., 2007). Należy pamiętać, iż wiele wód powierzchniowych w obszarach górskich jest położona w dolinach, co sprzyja spływowi powierzchniowemu różnych substancji, również takich, które nie rozpuszczają się w wodzie (Czekaj i Grzyb, 2007). W rezultacie podwyższona zawartość zawiesiny ogólnej w wodach powierzchniowych powiatu suskiego może świadczyć o zanieczyszczeniu wód, a jej analiza chemiczna potwierdzić potencjalne jego źródła.

W latach 2001-2005 przeprowadzono analizę stanu wód powierzchniowych będących źródłem wody pitnej w województwie małopolskim. Analizy wykazały, iż jednym z czynników determinujących jakość wód w powiatach, które podobnie jak powiat suski są położone w Beskidach, była zawiesina ogólna. Dodatkowymi czynnikami, które również miały wpływ na jakość wody w tym regionie był odczyn (pH), BZT5 i liczba bakterii grupy *coli* typu fekalnego (PIOŚ, Nowy Sącz, 2009). Analiza stanu wód powierzchniowych na podstawie IJŚ wykazała, iż parametry te są również wskaźnikami jakości wód powierzchniowych w powiecie suskim.

W praktyce stan idealny środowiska nie jest osiągalny na poziomie indeksu, ponieważ prawdopodobieństwo, iż wszystkie wartości parametrów i podindeksów są równe 1 jest niemożliwe. Wynika to z prostego faktu, iż monitorowane substancje występują w środowisku nie tylko na skutek działalności ludzkiej, ale również naturalnie. Stan środowiska idealny może być osiągnięty tylko teoretycznie. Osiągnięcie takiego stanu idealnego w praktyce może świadczyć o źle przeprowadzonym monitoringu środowiska (Czekaj i Suchecki, 2008b; Silva i Quiroz, 2003).



Stan idealny może być natomiast przypisywany poszczególnym parametrom. Okazuje się bowiem, iż jeżeli stężenia substancji w środowisku są znacznie mniejsze od dopuszczalnych norm ( $I_{A,i} \ll I_{D,i}$ ), wtedy mimo, iż substancja występuje w środowisku, dany parametr pozostaje w stanie idealnym. W powiecie suskim takimi substancjami są następujące parametry: W17 (chrom VI), W18 (chrom ogólny), W20 (kadm), W24 (ołów), W25 (rtęć) i W29 (WWA) (tab. 5.4.). Wszystkie są parametrami wód powierzchniowych. Parametry W17, W18 i W24 osiągają stan idealny jednorazowo. Natomiast w przypadku pozostałych parametrów ten stan się powtarza. Parametr W29 jest wskaźnikiem zanieczyszczeń pochodzenia przemysłowego (PIOŚ, Nowy Sącz, 2009). Dowiedziono, iż stopień rozwoju przemysłowego powiatu suskiego nie jest wysoki. Stąd prawdopodobieństwo uzyskania takiego wyniku jest wysokie i można przypuszczać, iż wyniki monitoringu tego parametru były prawidłowe (tab. 5.5.).

Kadm występuje w wodach powierzchniowych powiatu suskiego w bardzo małych ilościach w latach 2000-2003 ( $I_{N,Cd} \approx 0,950$ ), a w latach 2004-2006 nie występuje w ogóle. Możliwe jest, iż kadm występował również w latach późniejszych, lecz wykonywane analizy nie były na tyle dokładne, by stwierdzić jego obecność. W związku z tym wartość znormalizowana kadmu w tych latach uzyskuje wynik 1 ( $I_{N,Cd} = 1$ ), czyli ze względu na ten parametr wody powierzchniowe w powiecie suskim są w stanie idealnym. Naturalna zawartość kadmu w wodach jest bardzo niska (Guo i in., 2008; Ruparella i in., 2008; Sakata i in., 2008).

Nieco inna sytuacja występuje w przypadku stężenia rtęci (W25) w wodach powierzchniowych powiatu suskiego. Dwukrotnie w ciągu analizowanego okresu analiza wartości znormalizowanych wskazuje na stan idealny (w roku 2000 i 2006) (tab. 5.5.). Jednocześnie w porównaniu z kadmem (W20) osiągane wartości są bardziej zróżnicowane (tab. 5.5.). W latach 2002-2003 jego wartości spadają do poziomu zadawalającego (tab. 5.8.). Ze względu na dużą toksyczność tego pierwiastka zaleca się objęcie go monitoringiem rozszerzonym. Zwłaszcza uwzględniając fakt, iż w powiecie suskim znajduje się znaczące źródło rtęci, czyli sektor energetyczny w dużej części oparty na spalaniu węgla (Carpi, 1997; Craw i in., 2000; Kotnik i in., 2002).

Analiza wód jeziora Valenje w Słowenii, w którym deponowano popioły ze spalania węgla z lokalnej ciepłowni, wykazała, iż kiedy zaprzestano tej działalności jakość wód pod względem występowania poprawiła się w dużym stopniu (Kotnik i in., 2002). Nowym źródłem, które jednak nie miało aż tak dużego wpływu na jakość wód jeziora, była sucha

depozycja, której przyczyną była jednak wciąż ta sama ciepłownia. Badania te mogą w pośredni sposób potwierdzać podwyższoną zawartość rtęci w wodach powiatu suskiego. Inne potencjalne źródła, takie jak spalarnia odpadów (Capri, 1997), czy system przewodzenia ciepła ze źródeł hydrotermalnych (Craw i in., 2000), na terenie powiatu suskiego oraz w regionach sąsiadujących nie występują.

### **6.2.3. Stan powietrza atmosferycznego**

Jakość powietrza atmosferycznego w powiecie suskim zmienia się w sposób sinusoidalny w badanym okresie, podobnie jak jakość całego środowiska (wyk. 5.1.). Niestety w porównaniu z nim uzyskiwane wyniki są gorsze. Stan powietrza waha się między poziomem zadawalającym, a dostatecznym (wyk. 5.3.). Podobnie jak w przypadku stanu środowiska, jakość atmosfery wbrew tendencji pogarsza się w 2006 roku, co pozwala stwierdzić, iż w tym roku wystąpił dodatkowy negatywny czynnik (wyk. 5.1.). Czynnik ten nie jest powiązany z parametrami A3 i A4, których stan w tym roku się nie zmienia w porównaniu do roku poprzedniego. Ich stężenia rzeczywiste przekraczają dopuszczalne stężenia w skali roku odpowiednio o 36% i 14%, czyli oba parametry są wskaźnikami poprawy jakości powietrza atmosferycznego. Prawdopodobnie stan powietrza pogarszany jest natomiast przez spadek jakości pozostałych dwu parametrów – A1 i A2 (wyk. 5.3.). Jakość atmosfery w całym okresie pogarsza się o 40%. Wszystkie parametry mają tendencję do degradacji z wyjątkiem A2, który charakteryzuje się stałą tendencją mimo zmiennych wartości znormalizowanych w analizowanym okresie (wyk. 5.3.). Przy braku działań prowadzonych w kierunku ochrony, jakość atmosfery pogorszy się o klasę w 2012 roku (wyk. 5.1.).

Najlepszy stan atmosfery został zanotowany w 2004 roku, kiedy to wartości znormalizowane parametrów A1 i A2 znacząco wzrosły (tab. 5.5. i wyk. 5.3.), a pozostałych parametrów równocześnie spadły. Jak wynika z powyższych rozważań w większym stopniu na jakość atmosfery w powiecie suskim mają wpływ parametry A1 i A2. Jakość atmosfery zmienia się więc wprost proporcjonalnie do jakości tych dwu parametrów. Można więc wnioskować, iż to one powinny być priorytetem polityki ochrony atmosfery w regionie, a nie parametry A3 i A4, które uzyskują gorsze wyniki w analizowanym czasie.

W powiecie suskim przeprowadzono ocenę stanu atmosfery na podstawie zmodyfikowanej formy IJP (ARMAAG, 2009; Czekaj i Suchecki, 2008b). Wykazała ona, iż ze względu na dwutlenek siarki i azotu jakość powietrza waha się między dobrą a

dostateczną. Wyniki, jakie otrzymano na podstawie IJS, potwierdzają, iż oba parametry nie są głównym zagrożeniem dla jakości atmosfery w badanym regionie. Jednak dzięki możliwości bezpośredniego porównywania dwutlenku siarki i azotu z innymi parametrami powietrza i innych elementów środowiska okazuje się, iż mimo braku zagrożenia z ich strony, to jednak one determinują jakość powietrza, a pośrednio również całego środowiska.

Jak już wcześniej zostało zauważone, wszystkie parametry jakości powietrza mają tendencję do degradacji w powiecie suskim z wyjątkiem A2. Parametr A1, którym oznaczony został dwutlenek siarki (tab. 5.4.), również charakteryzuje się spadkiem jakości (wyk. 5.3.). W porównaniu jednak z pozostałymi parametrami linia trendu wskazuje na łagodny spadek. Parametr tylko w 2006 roku jest wskaźnikiem degradacji jakości powietrza, jednak nie przekracza dozwolonych norm w skali roku (normy powietrza). Wartości znormalizowane dwutlenku siarki zbliżają się do granicy 0,300 punktu również w roku 2003 (tab. 5.5.). Nie ma więc wątpliwości, iż parametr powinien być monitorowany w sposób rozszerzony. Najlepsze wyniki parametr A1 uzyskuje w 2000 i 2004 roku, po których zawsze jednak następuje spadek jego jakości. Porównując przebieg zmienności stanu środowiska i powietrza (wyk. 5.1.) z przebiegiem zmienności wartości znormalizowanej parametru A1 okazuje się, iż ich amplitudy są podobne. Fakt ten potwierdza, iż dwutlenek siarki ma duże znaczenie dla jakości środowiska w badanym regionie.

W powiecie suskim można wykluczyć występowanie dwutlenku siarki pochodzenia naturalnego. Jedynym naturalnym jego źródłem mogą być wyładowania atmosferyczne, które jednak nie mają większego znaczenia w skali globalnej. Badania dowiodły, iż głównym źródłem zanieczyszczenia atmosfery dwutlenkiem siarki w Polsce (ok. 60%) (Maciak, 2003) są procesy spalania paliw, takich jak węgiel i ciężkie frakcje oleju napędowego (Alloway i Ayres, 1999; Maciak, 2003; Pires i in., 2008) Stopień rozwoju przemysłowego w powiecie suskim jest niski. Wskazuje na to również parametr wód powierzchniowych W29 (WWA) (tab. 5.4.), tradycyjny wskaźnik zanieczyszczeń przemysłowych (Dyrektywa 76/464/EWG), pozostający w powiecie suskim w idealnym stanie (tab. 5.8.). Sektor ten reprezentowany jest tylko przez jeden zakład zatrudniający mniej, niż trzystuosobową grupę pracowników (czekaj i krajnc). Uwzględniając ten fakt, można stwierdzić, iż głównym źródłem zanieczyszczenia dwutlenkiem siarki w powiecie suskim są paleniska domowe i małe kotłownie (Begum i in., 2005; Czekał i Suchecki, 2007; Maciak, 2003; Pires i in., 2008). Stąd wniosek, iż zanieczyszczenie tą substancją w największym stopniu jest zależne od warunków atmosferycznych w powiecie suskim, zwłaszcza w okresach grzewczych (Cogliani, 2001). Potwierdza to fakt, iż odchylenie standardowe od średniej wartości znormalizowanej

obliczonej dla całego okresu wynosi jedynie  $\sigma = 0,172$  punktu (tab. 5.5.). Biorąc pod uwagę fakt, iż każda klasa (oprócz stanu idealnego i zdegradowanego) obejmuje przedział w zakresie 0,400 punktu, jest to niewiele (tab. 4.2.).

We wstępnej analizie parametrów jakości powietrza w powiecie suskim okazało się, iż prawdopodobnie na stan jakości atmosfery decydujący wpływ, obok parametru A1, ma również parametr A2, czyli dwutlenek azotu (tab. 5.4.). Jest to zaskakujący wniosek, biorąc pod uwagę fakt, iż oba parametry uzyskują mimo wszystko lepsze wyniki od parametrów A3 i A4. Przebieg zmienności wartości znormalizowanych parametru A2 wygląda podobnie do parametru A1 (wyk. 5.3.). Wyjątek stanowi przełom lat 2004/2005, kiedy to wartości znormalizowane dwutlenku azotu pozostają na tym samym poziomie. Równocześnie natomiast wartości znormalizowane dwutlenku siarki spadają (tab. 5.5.). Parametr A2 jest wskaźnikiem degradacji jakości powietrza tylko w 2003 roku. Jednakże uwzględniając zależność między parametrem A1 i A2, warto objąć go monitoringiem rozszerzonym.

Tlenki azotu powstają w trakcie procesów spalania obok dwutlenku siarki (A1) i innych zanieczyszczeń. W ten sposób do powietrza emitowane jest ok. 30% dwutlenku azotu (A2) w Polsce. Znaczącym źródłem tego zanieczyszczenia jest również ruch samochodowy (ok. 35% w Polsce) (Begum i in., 2005; Maciak, 2003; Pires i in., 2008; Reungoat i in., 2003; Sokhi i in., 2008). Wyłączając dodatkowe źródła emisji dwutlenku siarki i azotu w powiecie suskim, jak np. przemysł, wartości znormalizowane osiągnane przez oba parametry powinny być więc podobne. Odzwierciedlone zostało to bardzo dobrze zwłaszcza w latach 2000-2002. Wyniki otrzymanywane w latach późniejszych są również analogiczne, z tą różnicą, iż dwutlenek azotu uzyskuje lepsze oceny (wyk. 5.3.). To może oznaczać, iż jedno z dwu głównych źródeł powstawania dwutlenku azotu w powietrzu emitowało w tym czasie mniej zanieczyszczeń do atmosfery lub procesy spalania były prowadzone na szerszą skalę. W tym drugim przypadku jednak pogorszyłyby się również wyniki uzyskiwane przez dwutlenek azotu. Zakładając, iż dwutlenek siarki pozostał na stałym poziomie, a poprawie uległ poziom dwutlenku azotu, można przypuszczać, iż zmniejszyła się emisja dwutlenku azotu pochodząca ze spalin samochodowych. Potwierdza to fakt, iż w latach 2000-2006 nie były prowadzone żadne znaczące inwestycje, które były nowymi źródłami procesów spalania (GUS, 2009).

Parametrem jakości powietrza, który osiąga zdecydowanie gorsze wyniki w powiecie suskim w latach 2000-2006, jest pył zawieszony (PM10), czyli parametr A3 (tab. 5.4.). Przez cały analizowany okres jest on wskaźnikiem jakości powietrza: do roku 2003 pogarszania, a od 2005 poprawy jakości środowiska (tab. 5.9.). W roku 2004 prawdopodobnie (brak danych) ulega pogorszeniu, a jego wartość znormalizowana i średnioroczne stężenie rzeczywiste

przekracza dopuszczalne normy (ustawa) średnio o 11% (wyk. 5.3.). Jest to, obok parametru W30, jedyny z 36 parametrów uwzględnionych w ocenie stanu środowiska w powiecie suskim, którego zły stan się powtarza (tab. 5.8.). W odróżnieniu jednak od parametru W30, który po roku 2003 ulega wyraźnej poprawie (wyk. 5.2.), wykazuje on tendencję do pogarszania swojego stanu (wyk. 5.3.). Dlatego nie można pominąć tego parametru przy ustalaniu programu ochrony środowiska dla powiatu suskiego. Stan atmosfery jest determinowany przez parametry A1 i A2. Prawdopodobnie jednak parametr A3 ma wpływ na fakt, iż spadek jakości powietrza jest większy, niż parametrów A1 i A2.

Podstawowym źródłem zanieczyszczenia atmosfery pyłem zawieszonym (A3), stanowiącym aż 70% źródeł powstawania w skali kraju, jest energetyka przemysłowa i paleniska domowe (Begum i in., 2005; Maciak, 2003; Pires, 2008). Inne, antropogeniczne i naturalne, źródła powstawania tego zanieczyszczenia nie występują na terenie powiatu suskiego. Można założyć, iż procesy spalania będą powodem wysokiego stężenia pyłu w powietrzu w powiecie w latach 2000-2006. Parametr ten jest przez cały analizowany okres wskaźnikiem zarówno degradacji jakości atmosfery, jak i poprawy. W latach 2005 i 2006 (brak danych w 2004 roku) jego stężenie średnioroczne przekracza dozwolone normy średnio o 38% (tab. 5.2.). Biorąc pod uwagę duże prawdopodobieństwo, iż w przyszłości wprowadzone zostaną bardziej restrykcyjne przepisy, jeśli chodzi o dopuszczalne stężenie tego zanieczyszczenia w powietrzu, może się okazać, że przekroczenia te będą większe, a stan pyłu zawieszonego nie będzie zły, tylko bardzo zły wg klasyfikacji IJŚ (tab. 4.2.).

Przebieg zmienności parametru A3 jest podobny, ale nie analogiczny do parametru A1 (wyk. 5.3.). Jest to ważne stwierdzenie, ponieważ potwierdza wspólne źródło powstawania obu zanieczyszczeń. Co więcej, na podstawie wyników można stwierdzić, iż na terenie powiatu suskiego w badanym okresie nie występują inne źródła, które w znaczący sposób wpływały na występowanie obu zanieczyszczeń w powietrzu. Zastanawia jednak fakt, dlaczego mimo podobnego przebiegu zmienności, wyniki uzyskiwane w przypadku pyłu są gorsze od dwutlenku siarki.

Rozpatrzone zostały dwa warianty odpowiedzi. Pierwszym z nich jest skład procentowy paliwa. Zawartość siarki w węglu kamiennym z polskich złóż, najczęściej wykorzystywanym paliwie do produkcji energii w powiecie suskim ujętym w oficjalnych statystykach (GUS, 2009), waha się od 0,5 do 4% (Maciak, 2003). W energetyce zawodowej stosuje się węgiel niskozasiarczony ( $S < 1\%$ ), jako jeden ze sposobów ograniczania emisji dwutlenku siarki (Kordylewski i in., 1999; Maciak, 2003). Jednakże w powiecie suskim dominują paleniska domowe. Nie można w ich przypadku niestety określić ani rodzaju

użytego paliwa, ani jego jakości. Statystyki oficjalne nie obejmują surowców, które mieszkańcy wykorzystują prywatnie. Należy się liczyć z faktem, iż są to również odpady komunalne, których skład chemiczny i procentowy jest różny, w związku z tym trudna do oszacowania jest emisja zarówno dwutlenku siarki, jak i innych zanieczyszczeń. Zakładając negatywny scenariusz, czyli wykorzystywanie złej jakości surowców energetycznych, można wyjaśnić wysokie stężenie pyłu w analizowanym okresie. Zastrzeżenia budzi jednak stosunkowo niskie stężenie dwutlenku siarki. Prawdopodobnie stężenie obu zanieczyszczeń w powietrzu w powiecie suskim może być zależne nie od składu procentowego surowców energetycznych, ale raczej od sprawności procesów spalania (Kordylewski i in., 1999). W przypadku palenisk domowych w powiecie suskim poszczególne sprawności mogą się różnić. Drugim wariantem odpowiedzi na pytanie, skąd biorą się różnice w stężeniach zanieczyszczeń, pochodzących teoretycznie z jednego źródła, jest niewłaściwy system monitoringu w powiecie suskim. Należy zauważyć, iż pył zawieszony ( $PM_{10}$ ), jako jedyny parametr jakości powietrza w powiecie suskim, monitorowany jest on-line za pomocą automatycznej stacji (Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a i b). Średnioroczne stężenia tego zanieczyszczenia były obliczane na podstawie 24-godzinnych stężeń (tab. 4.2.). Natomiast dwutlenek siarki w powiecie suskim mierzony jest metodami pasywnymi. W ten sposób uzyskiwane są średniomiesięczne stężenia tego zanieczyszczenia (Czekaj i Suchecki, 2007, 2008a i b). Po pierwsze, metody pasywne pomiarów stężeń zanieczyszczeń w powietrzu nie są tak dokładne, jak w przypadku automatycznych stacji pomiarowych (Czekaj i Suchecki, 2007, 2008b). Po drugie częstotliwość pomiarów jest znacznie mniejsza. Średnioroczne stężenie dwutlenku siarki jest obliczane na podstawie 12 wyników, a pyłu 365. Stąd widać, iż muszą one się różnić stopniem dokładności otrzymanych wyników. W związku z tym faktem należy się również liczyć, iż wyniki zarówno dwutlenku siarki, jak i pozostałych parametrów mierzonych w powiecie suskim w sposób pasywny, mogą być gorsze w rzeczywistości od otrzymanych.

Analiza stanu atmosfery w powiecie suskim na podstawie zmodyfikowanego IJP wykazała, iż ze względu na złe wyniki pyłu, jakość atmosfery w tym samym czasie wahała się między złą, a bardzo złą. Pył, obok benzenu, był głównym czynnikiem determinującym jakość atmosfery w badanym regionie (Czekaj i Suchecki, 2008b). Analiza stanu powietrza na podstawie IJŚ wykazała, iż rzeczywiście parametr ten uzyskuje złe wartości, ale nie ma decydującego wpływu.

Innym parametrem powietrza, który analizie stanu powietrza na podstawie IJP wykazał decydujący wpływ na jakość powietrza w powiecie suskim był benzen (Czekaj i

Sucheckie, 2008b). Wcześniejsze analizy wg IJS wykazały, iż złe wyniki, które osiąga benzen, mają wpływ na potęgowanie się spadku jakości powietrza w powiecie. Jednak przebieg zmienności wartości znormalizowanych różni się od przebiegu zmienności powietrza. Oznacza to, iż nie ma on determinującego wpływu na jakość powietrza w tym regionie.

Stężenie benzenu (A4) w powietrzu w regionie jest objęte monitoringiem środowiska dopiero od roku 2003. Od tamtej pory parametr wykazuje wyraźną tendencję do degradacji (wyk. 5.3.). Tylko w roku 2003 nie jest on wskaźnikiem jakości środowiska. Od 2005 roku jest wskaźnikiem poprawy jakości środowiska. Należy zauważyć, iż mimo zmiany klasy jakości ze złej na dostateczną w 2006 roku, jego wartość znormalizowana utrzymuje się mniej więcej stałym poziomie (tab. 5.5.). Średnio jego wartości przekraczają w tym czasie dopuszczalne normy o 17% (tab. 5.2.). Obok parametru A3 jest on kolejnym parametrem, który wpływa na potęgowanie się spadku jakości powietrza w 2006 roku.

Źródłem benzenu w 50% w skali kraju jest transport samochodowy (Maciak, 2003) i jest to główne źródło jego powstawania (Loh i in., 2009; Reungoat i in., 2003; Sokhi i in., 2008; Sosa i in., 2009). W odróżnieniu od dwutlenku azotu, spalanie benzyny, oleju napędowego i gazu LPG, jest zarazem głównym źródłem benzenu w powietrzu powiatu suskiego. Przebieg zmienności wartości znormalizowanych benzenu i dwutlenku azotu różnią się znacznie (wyk. 5.3). W żadnym z badanych lat zanieczyszczenia nie wykazują podobnej tendencji. Największe rozbieżności widać w latach 2003/2004. Spadek jakości parametru A4 może świadczyć o wzroście natężenia ruchu samochodowego w tym czasie. Jednak równoczesny wzrost jakości parametru A2 przeczy temu stwierdzeniu. Z drugiej strony wzrost jakości tego parametru może być spowodowany spadkiem wielkości emisji z sektora energetycznego. Potwierdza to fakt, iż w tym samym roku poprawia się jakość dwutlenku siarki, drugiego wskaźnika tego źródła zanieczyszczenia powietrza. Jednakże wzrost jakości dwutlenku azotu jest większy od dwutlenku siarki. Różnica wynosi 0,357 punktu, czyli jest równa prawie o jednej klasie (tab. 5.5.). Oznaczać to może, iż spadek emisji dwutlenku azotu nastąpił z obu źródeł. W taki wypadku musiałaby również poprawić się jakość benzenu, co się nie dzieje (wyk. 5.3.).

Jednym z wniosków płynących z analizy stanu atmosfery na podstawie IJP (Czekaj i Sucheckie, 2008b) była niewłaściwa lokalizacja punktu pomiarowego benzenu. Punkt ten umiejscowiony jest w centrum Suchej Beskidzkiej, gdzie stężenie ruchu samochodowego w porównaniu do innych miejsc w powiecie suskim jest bardzo duże. Dodatkowo centrum położone jest w dolinie rzeki i otoczone z trzech stron górami, co sprzyja kumulacji wszelkich zanieczyszczeń (Czekaj i Sucheckie, 2007, 2008b; Daly i Wania, 2005; NERI, 2009; Reungoat

i in., 2003). Na dodatek jest to jedyny punkt pomiarowy w całym powiecie suskim, w związku z tym nie można skonfrontować otrzymanych wyników, tak jak w przypadku dwutlenku azotu, czy dwutlenku siarki. Zaproponowane zostały dodatkowe pomiary benzenu w innym miejscu lub wprowadzenie pomiaru dwutlenku azotu w tym samym miejscu (Czekaj i Suchecki, 2008b). Brak możliwości uchwycenia zależności między dwutlenkiem azotu, a benzenem potwierdza, iż problemem może być nieprawidłowy system monitoringu benzenu w powiecie suskim.

Podczas analizowania źródeł zanieczyszczenia powietrza w powiecie suskim należy również uwzględnić możliwość transportu zanieczyszczeń wraz z masami powietrza z obszarów sąsiadujących (Brum i in., 2004; Sakata i Marumoto, 2004; Sapkota i in., 2005; Zereini i in., 2005). W Polsce występują głównie wiatry o kierunku zachodnim i południowo-zachodnim. Sugerując się tym faktem okazało się, iż znaczącymi ośrodkami przemysłowymi, które położone są na zachód i południe od powiatu suskiego, są Bielsko-Biała, Dolny Kubin (Słowacja) i Martin (Słowacja).

Największym ośrodkiem przemysłowym jest Bielsko-Biała, która należy do Bielskiego Okręgu Przemysłowego. Ze względu na parametry powietrza badane w powiecie suskim najbardziej znaczącym źródłem zanieczyszczeń, zwłaszcza pyłu (w Polsce ok. 10%), jest przemysł metalurgiczny rozwinięty w Bielsku-Białej i Dolnym Kubinie (Maciak, 2003). Jednakże należy się liczyć z faktem, iż sąsiedztwo tych miast ma wpływ również na wielkość stężeń pozostałych parametrów. Oczywiście naturalną barierę stanowią góry, które w pewnym stopniu zatrzymują zanieczyszczenie (Daly i Wania, 2005; Sapkota i in., 2005).

Przy zmianach kierunku wiatrów, do powiatu suskiego mogą również docierać zanieczyszczenia z innych ośrodków przemysłowych, takich jak np. Górnośląski Okręg Przemysłowy lub Kraków. W tych regionach rozwinięty jest również przemysł metalurgiczny, a oprócz niego hutniczo-górnicy, będący źródłem dwutlenku siarki (w Polsce ok. 25%), cementownie, z których emitowane są duże ilości pyłów (w Polsce 12%), i in. (Maciak, 2003). Należy również pamiętać, iż przemysł jest źródłem zanieczyszczeń, które nie są objęte monitoringiem w powiecie suskim. Aby sprawdzić wpływ wszystkich okręgów przemysłowych na jakość powietrza, trzeba przeprowadzić w przyszłości dokładne analizy rozkładu wiatrów oraz wielkości ładunku zanieczyszczeń transportowanego z tych obszarów. Na razie założone zostało, iż wyniki monitoringu obrazują wielkość zanieczyszczeń powstałe *in situ*.



## 7. Wnioski

### 7.1. Część teoretyczna

- W celu retrospektywnej analizy parametrów jakości środowiska wybranego obszaru opracowano Indeks Jakości Środowiska (podstawowy i uzupełniający), będący zmodyfikowaną formą Composite Index of Sustainable Development. Wprowadzono zmiany do każdego etapu obliczania oryginalnego indeksu.
- Czynnikiem innowacyjnym jest skala jakości środowiska oraz definicje i pojęcia, które ułatwiają interpretację uzyskanych wyników oraz pozwalają na weryfikację lokalnych systemów monitoringu środowiska. Na podstawie opracowanego indeksu możliwa jest krótkoterminowa prognoza stanu środowiska wybranego obszaru.
- Dzięki wprowadzonym modyfikacjom Indeks Jakości Środowiska w stosunku do oryginalnego indeksu jest obiektywny (sprecyzowany sposób wyboru parametrów jakości środowiska), uniwersalny (niezależny od ram czasowych), relatywny (analiza stanu środowiska w odniesieniu do wartości dopuszczalnych) i precyzyjny (skala jakości środowiska, wskaźniki jakości środowiska).
- Zaletą Indeksu Jakości Środowiska jest możliwość dokładnej oceny stanu poszczególnych elementów środowiska (na podstawie wszystkich parametrów środowiska monitorowanych na obszarze wybranego regionu) oraz w ujęciu holistycznym. Pozwala to na znalezienie zależności między parametrami występujących zarówno w obrębie, jak i między poszczególnymi elementami środowiska wybranego obszaru.
- W stosunku do indeksów środowiska opracowanych do tej pory wyeliminowany został podstawowy problem, czyli brak odpowiednich danych statystycznych niezbędnych do ich obliczenia.
- Podstawowy Indeks Jakości Środowiska nie wymaga modyfikacji przed zastosowaniem go w innym obszarze, niż ten dla którego został opracowany. Natomiast indeks uzupełniający wymaga jedynie ustalenia wag parametrów w zależności od lokalnych warunków wybranego obszaru.
- Istnieje możliwość zastosowania opracowanego indeksu w celach praktycznych, ponieważ jest relatywny, ilościowy (wykorzystywane są dane z monitoringu środowiska), naukowo wytłumaczalny oraz finansowo akceptowalny (nie wymaga przeprowadzania dodatkowych analiz). Graficzna prezentacja wyników (skala jakości

środowiska) oraz instrukcje w sprawie dalszego postępowania (wprowadzone definicje i pojęcia) ułatwiają odbiór opinii publicznej.

## 7.2. Część praktyczna

- Na podstawie podstawowego i uzupełniającego Indeksu Jakości Środowiska przeprowadzono retrospektywną analizę parametrów jakości środowiska w latach 2000-2006 w oparciu o dane uzyskane z monitoringu wód powierzchniowych i powietrza atmosferycznego w powiecie suskim.
- Jakość środowiska w badanym okresie wahała się między stanem bardzo dobrym, a zadawalającym (indeks podstawowy). Czynnikiem determinującym stan środowiska było powietrze atmosferyczne.
- Jakość środowiska w powiecie suskim w badanym okresie miała tendencję do pogarszania się. Prognozuje się, iż w roku 2020 może nastąpić pogorszenie się jakości środowiska do stanu dostatecznego (EQI<sub>G</sub>). Wpływ warunków lokalnych na poszczególne elementy środowiska może opóźnić ten proces do roku 2044 (EQI<sub>T</sub>).
- Stan powietrza atmosferycznego w powiecie suskim uległ pogorszeniu w roku 2005 ze stanu zadawalającego do dostatecznego. Istnieje bardzo duże prawdopodobieństwo, iż wciąż się pogarsza.
- Wskaźnikami jakości środowiska są wszystkie monitorowane w powiecie suskim parametry powietrza atmosferycznego. Wszystkie powinny być objęte monitoringiem rozszerzonym.
- Analiza stanu powietrza atmosferycznego na podstawie Indeksu Jakości Środowiska potwierdziły stosunkowo złe wyniki wcześniejszych analiz stanu atmosfery oraz konieczność zweryfikowania systemu monitoringu parametrów powietrza w powiecie.
- Jakość wód powierzchniowych przez cały analizowany okres utrzymywała się na poziomie bardzo dobrym. Okazało się, iż stan wód w powiecie suskim ma tendencję do poprawy w przyszłości.
- Wskaźnikami degradacji (pogarszania się jakości) wód powierzchniowych w powiecie suskim w analizowanych latach były następujące parametry: zawiesina ogólna, odczyn (pH), BZT5 i selen. Natomiast wskaźnikami poprawy jakości wód powierzchniowych były następujące parametry: zawiesina ogólna, chrom ogólny i liczba bakterii coli typu fekalnego.

- Monitorowaniem rozszerzonym, oprócz wskaźników jakości wód powierzchniowych, powinny być objęte również inne parametry, które uzyskują stosunkowo niskie wyniki: tlen rozpuszczony, rtęć, jony amonowe, azot ogólny Kjeldahla, azotany i fosforany.
- Wyniki indeksu uzupełniającego wskazały, iż warunki lokalne nie miały dużego wpływu na całość środowiska, ale miały wpływ na jakość poszczególnych jego elementów: negatywny na jakość wód powierzchniowych, a pozytywny na jakość powietrza atmosferycznego.
- Głównym źródłem zanieczyszczenia środowiska w powiecie suskim w latach 2000-2006 był prawdopodobnie sektor energetyczny, który zarówno pogarszał jakość powietrza atmosferycznego (dwutlenek siarki, dwutlenek azotu i pył zawieszony), jak i wód powierzchniowych (selen, rtęć i zawiesina ogólna).
- Dodatkowym źródłem zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego był transport samochodowy (dwutlenek siarki, benzen). Natomiast wody powierzchniowe w powiecie suskim były zanieczyszczane przez wprowadzanie w niecałkowitym stopniu oczyszczone ścieki komunalne (BZT5, pH, liczba bakterii z grupy coli typu fekalnego, zawiesina ogólna i tlen rozpuszczony), garbarstwo (chrom ogólny) oraz rolnictwo (czynniki biogenne, selen, tlen rozpuszczony i BZT5) ze względu na ukształtowanie terenu.

## 8. Podsumowanie

W celu analizy parametrów jakości środowiska w powiecie suskim w latach 2000-2006 opracowano Indeks Jakości Środowiska (IJS) w dwu formach: podstawowej ( $EQI_G$ ) i uzupełniającej ( $EQI_T$ ). Indeks jest zmodyfikowaną formą Composite Index of Sustainable Development (Krajnc i Glavic, 2005a i b). Modyfikacja oryginalnego indeksu polegała na sposobie doboru parametrów, normalizacji ich wartości rzeczywistych oraz równania algorytmów, na podstawie których obliczane były wartości podindeksów i indeksu. Całkowicie nowatorskim rozwiązaniem było opracowanie skali jakości środowiska i wprowadzenie wskaźników poprawy i degradacji środowiska umożliwiającą dostosowanie lokalnego systemu monitoringu do potrzeb wynikających ze stanu środowiska.

Główną przyczyną braku możliwości oceny jakości środowiska lub jego elementów za pomocą opracowanych do tej pory indeksów jest brak danych statystycznych. Wykorzystanie indeksu zrównoważonego rozwoju pozwoliło na eliminację tego problemu, dzięki czemu możliwa jest ocena całkowita stanu środowiska.

Ryzyko braku obiektywności oceny w przypadku zastosowania oryginalnego indeksu zostało wyeliminowane stosując formę podstawową IJS. Było to możliwe dzięki sprecyzowaniu zasad wyboru parametrów. Równocześnie w przypadku formy uzupełniającej ten etap może być sprecyzowany.

Wykorzystano zaletę oryginalnego indeksu, która polega na możliwości porównywania otrzymanych wyników na każdym poziomie oceny: parametrów, poszczególnych elementów środowiska i całości środowiska. Dzięki modyfikacji sposobu normalizacji możliwe jest odniesienie uzyskanych wyników do wartości dopuszczalnych poszczególnych parametrów, które zostały wyznaczone w obowiązujących aktach prawnych. Równocześnie określono zasady odniesienia w przypadku parametrów, dla których nie zostały opracowane wartości dopuszczalne.

Na podstawie otrzymanych wyników indeksów i podindeksów możliwe jest określenie krótkoterminowej perspektywy stanu środowiska i jego elementów, który zostanie osiągnięty w przypadku, gdy nie zostaną podjęte żadne działania w celu ochrony środowiska lub gdy nie nastąpią zdarzenia losowe pogarszające jego stan.

IJS ułatwia opracowanie programu ochrony oraz prawidłowego monitoringu środowiska wybranego regionu. Pozwala również na korygowanie prowadzonego systemu monitoringu (Czekaj i Suchecki, 2008b; Silva i Quiroz, 2003).

Opracowana metodologia IJS pozwala na wykorzystanie go do oceny stanu środowiska w każdym regionie bez konieczności modyfikacji. Jedynym etapem, wymagającym dostosowania formy  $EQI_T$  jest ważenie parametrów uwzględniające specyfikę wybranego regionu. Nie można jednak jednoznacznie stwierdzić, iż IJS jest indeksem uniwersalnym. Ocena stanu środowiska musi być opatrzona komentarzem ze względu na różnice w lokalnych systemach monitoringu (rodzaj parametrów oraz częstotliwość ich monitorowania).

IJS jest indeksem nieskomplikowanym w użyciu i zarazem naukowo wytłumaczalnym. Ze względu na sposób oceny, na podstawie wszystkich dostępnych danych statystycznych i braku dodatkowych kosztów, może być wykorzystany praktycznie na szeroką skalę. Posiada on również wszystkie cechy, którymi powinien się wykazywać indeks wykorzystywany do celów naukowych (O'Connor i Dwelling, 1986).

Na podstawie IJS przeprowadzono retrospektywną analizę parametrów jakości środowiska w powiecie suskim w latach 2000-2006. Na ocenę stanu środowiska składała się analiza jakości wód powierzchniowych i powietrza atmosferycznego. Analiza wykazała, iż stan środowiska wahał się w badanym okresie między bardzo dobrym, a zadawalającym poziomem. Jednakże równocześnie stwierdzono, iż stan środowiska w powiecie wykazuje tendencję do pogarszania się. W zależności od przyjętej formy indeksu spadek jakości środowiska o klasę nastąpi w roku 2020 ( $EQI_G$ ) lub 2044 ( $EQI_T$ ). Czynnikiem determinującym jakość środowiska w badanym obszarze był stan powietrza atmosferycznego. Czynnikiem, który hamował negatywny wpływ tego elementu środowiska były wody powierzchniowe.

Z oceny na podstawie podstawowej formy IJS wynika, iż stan atmosfery wahał się w powiecie suskim w badanym okresie między poziomem zadawalającym, a dostatecznym. Forma uzupełniająca indeksu wykazała, iż stan atmosfery był bardziej stabilny i tylko w roku 2006 pogorszył się do poziomu dostatecznego. Równocześnie obie formy wykazują tendencję do pogarszania się stanu atmosfery w przyszłości. Przebieg jakości powietrza atmosferycznego w powiecie suskim zmieniał się w latach 2000-2006 w sposób analogiczny do jakości całego środowiska.

Czynnikiem, który miał decydujący wpływ na jakość powietrza w powiecie, było głównie stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu. Przebieg zmienności tych parametrów

był analogiczny do stanu atmosfery. Stąd również wniosek, iż były one parametrami, które miały w dużym stopniu wpływ na jakość całego środowiska w powiecie suskim. Oba parametry zakwalifikowane zostały jako wskaźniki degradacji jakości środowiska. Pozostałe parametry powietrza, stężenie pyłu zawieszonego (PM10) i benzenu, były w badanym okresie wskaźnikami poprawy środowiska. Choć charakteryzowały się gorszymi wynikami nie wpływały bezpośrednio na stan atmosfery w powiecie suskim. Potęgowały natomiast spadek jakości powietrza w analizowanych latach.

Analiza parametrów jakości wód powierzchniowych na podstawie podstawowej formy IJŚ wykazała, iż w całym badanym okresie znajdują się one w stanie bardzo dobrym. Druga forma indeksu wykazała, iż jakość wód w powiecie suskim waha się między poziomem bardzo dobrym, a zadawalającym. Jednak obie formy wskazują wyraźną tendencję do poprawy ich jakości w przyszłości.

Czynnikami, które najwyraźniej wpływają na jakość wód w powiecie suskim, są dwa parametry: BZT5 i stężenie chromu ogólnego. Przebieg zmienności ich stanu jest w dużym stopniu podobny do jakości wód powierzchniowych. Jednakże w przypadku wód nie można stwierdzić, które czynniki mają determinujący wpływ. Wartość BZT5, stężenie chromu ogólnego i selenu to parametry, które w sposób ciągły wpływały na poprawę jakości wód powierzchniowych w powiecie suskim w badanym okresie. Zmienny przebieg stężenia zawiesiny ogólnej i liczby bakterii z grupy *coli* typu fekalnego miały wpływ na okresową poprawę lub pogorszenie się stanu wód. Natomiast czynnikiem, który przez wszystkie analizowane lata wpływały hamująco na poprawę ich jakości była wartość pH.

Analiza parametrów jakości środowiska w powiecie suskim na podstawie IJŚ wykazała, iż w przypadku wszystkich parametrów powietrza powinien być prowadzony rozszerzony monitoring. Wszystkie są równocześnie wskaźnikami jakości środowiska.

Analiza parametrów powietrza potwierdziła wcześniejsze badania stanu atmosfery w powiecie suskim w latach 2000-2006 na podstawie zmodyfikowanej formy Indeksu Jakości Powietrza (Czekaj i Suchecki, 2008b), iż w przypadku benzenu monitoring powietrza jest prowadzony w niewłaściwy sposób.

Monitoringiem rozszerzonym wód powierzchniowych w powiecie suskim powinny być objęte wskaźniki pogorszenia się jakości środowiska, czyli pH, BZT5 i stężenie selenu, oraz wskaźniki poprawy, do których zaliczono stężenie chromu ogólnego i liczbę bakterii z grupy *coli* typu fekalnego. Zawartość zawiesiny ogólnej w wodach była parametrem należącym do obu grup wskaźników. Analiza jakości wód wykazała również, iż dodatkowo monitoringiem rozszerzonym powinny zostać objęte następujące parametry: stężenie tlenu

rozpuszczonego i rtęci, jonów amonowych, azotu ogólnego Kjeldahla, azotanów i fosforanów. W przypadku pozostałych parametrów wystarczy monitoring podstawowy.

Największy wpływ na jakość środowiska w powiecie suskim w analizowanym okresie ma sektor energetyczny, który wpływał nie tylko na jakość powietrza atmosferycznego (emisja dwutlenku siarki, azotu i pyłu zawieszonego), ale również wód powierzchniowych (emisja selenu i rtęci, powstawanie zawiesiny ogólnej). Dodatkowo na jakość powietrza w powiecie suskim ma również wpływ transport samochodowy, jednakże z powodu niewłaściwego monitoringu benzenu w powiecie zaleca się dalsze badania w tym kierunku.

Źródła zanieczyszczenia wód powierzchniowych w powiecie suskim są liczniejsze. Oprócz sektora energetycznego do głównych przyczyn zaliczono przede wszystkim tylko częściowo oczyszczane ścieki komunalne (wartość BZT5 i pH, liczba bakterii z grupy *coli* typu fekalnego, zawartość zawiesiny ogólnej i stężenie tlenu rozpuszczonego). Dodatkowo źródłami zanieczyszczenia wód było garbarstwo (stężenie chromu ogólnego) oraz w średnim stopniu rolnictwo (czynniki biogenne, włączone do monitoringu rozszerzonego oraz stężenie selenu, tlenu rozpuszczonego i BZT5).

Na jakość środowiska w powiecie suskim w analizowanym okresie miały również wpływ czynniki naturalne. Stan powietrza atmosferycznego może być pogarszany przez wiatr, który powoduje napływ mas powietrza z regionu bielskiego (województwo śląskie) i ze Słowacji. Są one źródłem głównie pyłu zawieszonego (i innych zanieczyszczeń powietrza nie objętych monitoringiem w powiecie) pochodzącego z przemysłu metalurgicznego. W badanym okresie wystąpiło również prawdopodobieństwo napływu zanieczyszczeń z Górnego Śląska i regionu krakowskiego. Rodzaj gleb i ukształtowanie terenu to czynniki naturalne, które miały wpływ na kształtowanie się wartości pH wód powierzchniowych.

## 9. Spis literatury

1. Adomako D., Nyarko B.J.B., Dampare S.B., Serfor-Armah Y., Osaе S., Fianko J.R., Akaho E.H.K., **2008**. Determination of toxic elements in waters and sediments from River Subin in the Ashanti Region of Ghana. *Environment Monitoring Assessment* 141. 165–175.
2. AGENDA 21, **1993**. United Nations. Agenda 21: programme of action for sustainable development. The final text of agreements negotiated by governments at the United Nations Conference on Environment and Development (UNCED), 3-14 czerwca 1992, Rio de Janeiro, Brazylia. New York, USA: United Nations, Department of Public Information.
3. AIRNow, **2009**. Dostępne na stronie: [www.airnow.gov](http://www.airnow.gov), 15.03.2009.
4. Alloway B.J., Ayres D.C., **1999**. Chemiczne podstawy zanieczyszczenia środowiska. Wydawnictwo Naukowe PWN S.A., Warszawa. 191-218.
5. ARMAAG, Agencja Regionalnego Monitoringu Atmosfery Aglomeracji Gdańskiej, **2009**. Dostępne na stronie: <http://www.armaag.gda.pl/>, 15.03.2009.
6. ARMAAG, Agencja Regionalnego Monitoringu Atmosfery Aglomeracji Gdańskiej, **2007**. Konsultacje: 28.11.2007 – 04.12.2007.
7. Astin LA., **2007**. Developing biological indicators from diverse data: The Potomac Basin-wide Index of Benthic Integrity (B-IBI). *Ecological Indicators* 7, 895-908.
8. Barbante C., Schwikowski M., Doring T., Gaggeler H., Schotterer U., Tobler L., Develde K., Ferrari Ch., Cozzi G., Turetta A., Rosman K., Bolshov M., Capodaglio G., Cescon P., Boutron C., **2004**. Historical record of European emissions of heavy metals to the atmosphere since 1650s from Alpine snow/ice drilled near Monte Rosa. *Environmental Science & Technology*, 4085 – 4090.
9. Baron S., Lavoie M., Ploquin A., Carignan J., Pulido M., Debeaulieu J.-L., **2005**. Record of Metal Workshops in Peat Deposits: History and Environmental Impact on the Mont Lozere Massif, France. *Environmental Science and Technology* 39, 5131-5140.
10. Barrera-Roldan A., Saldivar-Valdes A., **2002**. Proposal and application of a sustainable development index. *Ecological Indicators* 2, 251-256.
11. Batonneau Y., Bremard C., Gengembre L., Laureyns J., Lemaguer A., Lemaguer D., Perdrix E., Sobanska S., **2004**. Speciation of PM10 Sources of Airborne Nonferrous



- Metals within the 3-km Zone of Lead/Zinc Smelters. *Environmental Science and Technology* 38.
12. Benson P.E., **1997**. CALINE3 - A Versatile Dispersion Model for predicting air pollutant levels near highways and arterial streets. Office of Transportation Laboratory California Department of Transportation, Report No. FHWA/CA/TL-79/23.
  13. Brentrup F., Kusters J., Kuhlmann H., Lammel J., **2001**. Application of the life cycle assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. *European Journal of Agronomy* 14 (3), 221-233.
  14. Brentrup F., Kusters J., Kuhlmann H., Lammel J., **2004**. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology. I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy* 20 (3), 247-264.
  15. Brun G., Vaidya O., Leager M.G., **2004**. Atmospheric Deposition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Atlantic Canada: Geographic and Temporal Distributions and Trends 1980-2001. *Environmental Science and Technology* 38, 3525-3532.
  16. Brunner P.H., Rechberger H., **2004**. Practical handbook of material flow analysis. Lewis Publishers, CRC Press LLC, Florida, USA, 280-300.
  17. Capri A., **1997**. Mercury from combustion sources: a review of the chemical species emitted and their transport in the atmosphere. *Water, Air, and Soil Pollution* 98, 241–254.
  18. CDT, California Department of Transportation, USA, **2009**. Dostępne na stronie: [www.dot.ca.gov/](http://www.dot.ca.gov/), 23.03.2009.
  19. Chaang-Yung K., **2006**. Using Fuzzy Sets and Grey Decision-Making to Construct the Performance Evaluation Model of Firm's Outsourcing Management – A Case Study of Avionics Manufacturer in Taiwan. *Quality and Quantity* 40, 577 – 593.
  20. Chang H., **2008**. Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin, South Korea. *WATER RESEARCH* 42, 3285 – 3304.
  21. Chen Y., Su X., Hipel K.W., **2009**. An index aggregation approach to comparing the overall performance of emerging and developed countries. *Socio-Economic Planning Sciences* 43, 25–39.
  22. Cheng W.-L., Chen Y.-S., Zhang J., Lyons T.J., Pai J.-L., Chang Sh.-H., **2007**. Comparison of the Revised Air Quality Index with the PSI and AQI indices. *Science of the Total Environment* 382, 191-198.

23. Cheng W.-L., Kuo Y.-Ch., Lin P.-L., Chang K.-H., Chen Y.-S., Lin T.-M., Huang r., **2004**. Revised air quality index derived from an entropy function. *Atmospheric Environment* 38, 383-391.
24. Clymo A., Shin J.Y., Holmen B., **2005**. Herbicide Sorption to Fine Particulate Matter Suspended Downwind of Agricultural Operations: Field and Laboratory Investigations. *Environmental Science and Technology* 39, 421-430.
25. Cogliani E., **2001**. Air pollution forecast in cities by an air pollution index highly correlated with meteorological variables *Atmospheric Environment* 35, 2871-2877.
26. Crabtree B., Bayfield N., **1998**. Developing sustainability indicators for mountain ecosystems: a study of the Cairngorms, Scotland. *Journal of Environmental Management* 52, 1-14.
27. Craw D., Chappell D., Reay A., **2000**. Environmental mercury and arsenic sources in fossil hydrothermal systems, Northland, New Zealand. *Environmental Geology* 39 (8), 875-887.
28. Crutchfield Jr. J.U., **2000**. Recovery of a power plant cooling reservoir ecosystem from selenium bioaccumulation. *Environmental Science & Policy* 3, 145-163.
29. Czekaj M., **2005**. Zanieczyszczenie bakteriologiczne potoków w masywie Babiej Góry. Praca magisterska, Akademia Rolnicza im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, Kraków.
30. Czekaj M., Grzyb J., **2007**. Bacteriological contamination of Babia Góra massif streams. *Environment Protection Engineering* 33 (3), 67-88.
31. Czekaj M., Suhecki T.T., **2006**. Monitoring powietrza w powiecie Sucha Beskidzka w latach 1991-2005. W: *Ochrona powietrza atmosferycznego. Osiągnięcia w nauce, energetyce i przemyśle*. Praca zbiorowa pod red. A. Musialik-Piotrowskiej i J. D. Rutkowskiego. Wrocław: PZITS Sekcja Główna Inżynierii Ochrony Atmosfery, 35-38.
32. Czekaj M., Suhecki T.T., **2007**. Applying of air quality indexes in a local scale. *Polish Journal of Environmental Studies*. 16, 3B, 59-63.
33. Czekaj M., Suhecki T.T., **2008a**. An assessment of the natural environment in Poland according to indexes of environmental quality. *Polish Journal of Environmental Studies*. 17, 3A, 130-134.
34. Czekaj M., Suhecki T.T., **2008b**. An assessment of air condition in Sucha Beskidzka County, Poland, in 2000-2006 by the Index of Air Quality. *Polish Journal of Environmental Studies* 17, 3A, 125-129.
35. Daly G.L., Wania F., **2005**. Organic contaminants in mountains. *Environmental Science and Technology* 39, 385-398.

36. Deelstra Y., Nooteboom S.G., Kohlmann H.R., van den Berg J., Innanen S., **2003**. Using knowledge for decision-making purposes in the context of large projects in The Netherlands. *Environmental Impact Assessment Review* 23, 517-541.
37. Dyrektywa 76/464/EWG, Właściwości substancji szczególnie szkodliwych według wykazu II Dyrektywy 76/464/EWG.
38. Dz. U. 1991 nr 77 poz. 335 rozdz. 4, Państwowy Monitoring Środowiska w ustawa z dnia 20 lipca 1991 r. o Inspekcji Ochrony Środowiska.
39. Dz. U. 2001 nr 112 poz. 1198, Ustawa z dnia 6 września 2001 r. o dostępie do informacji publicznej.
40. Dz. U. 2002 nr 165 poz. 1359, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi.
41. Dz. U. 2002 nr 176 poz. 1455, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 4 października 2002 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody śródlądowe będące środowiskiem życia ryb w warunkach naturalnych.
42. Dz. U. 2002 nr 184 poz. 1532, Konwencja o różnorodności biologicznej, sporządzona w Rio de Janeiro dnia 5 czerwca 1992 r.
43. Dz. U. 2002 nr 184 poz. 1533, Oświadczenie Rządowe z dnia 8 maja 2002 r. w sprawie mocy obowiązującej Konwencji o różnorodności biologicznej, sporządzonej w Rio de Janeiro dnia 5 czerwca 1992 r.
44. Dz. U. 2002 nr 204 poz. 1728, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 listopada 2002 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia.
45. Dz. U. 2003 nr 1 poz.12, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 5 grudnia 2002 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu.
46. Dz. U. 2008 nr 47 poz. 281, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 3 marca 2008 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu
47. EPA, Environmental Protection Agency, USA, **2009**. Dostępne na stronie: [www.epa.gov](http://www.epa.gov), 15.03.2009.
48. EPI, Environmental Performance Index, **2009**. Dostępne na stronie: <http://epi.yale.edu/Home>, 20.02.2009.
49. Esty, D.C., Levy, M.A., Srebotnjak, T., de Sherbinin, A., **2005**. Environmental Sustainability Index: Benchmarking National Environmental Stewardship. Yale Center for Environmental Law & Policy. New Haven.

50. Esty, D.C., Levy, M.A., Srebotnjak, T., de Sherbinin, A., Kim, Ch.H., Anderson, B., **2006**. Pilot Environmental Performance Index. Yale Center for Environmental Law & Policy, New Haven.
51. Ford T.J., Colwell R.R., **1995**. A global decline in microbiological safety water: A call for action, American Academy of Microbiology, Washington.
52. Fujak K., Fujak J., **2000**. Babiogórski Park Narodowy. Wydawnictwo Multico, Warszawa, 95.
53. Ge S., Xu X., Chow J.A., Watson J., Sheng Q., Liu W., Bai Z., Zhu T., Zhang J., **2004**. Emissions of Air Pollutants from Household Stoves: Honeycomb Coal versus Coal Cake. *Environmental Science and Technology* 38, 4612-4618.
54. Glavič P., Lukman R. **2005**. Environmental challenges in marine biotechnology, product design and innovation. Committing universities to sustainable development. Aalesund, Norway.
55. Gołuszka J., Kwaśny W., **2004**. Raport z realizacji programu: Alternatywne źródła zaopatrzenia w wodę pitną ludności powiatu suskiego w warunkach specjalnych, Powiatowa Stacja Sanitarno-Epidemiologiczna, Sucha Beskidzka.
56. Gowd S.S., Govil P.K., **2008**. Distribution of heavy metals in surface water of Ranipet industrial area in Tamil Nadu, India. *Environment Monitoring Assessment* 136, 197–207.
57. GRI, Global Report Initiative, **2009**. Sustainable report guidelines 2002 on economic, environmental and social performance. Global Report Initiative, Boston, USA. Dostępne na stronie: <http://www.globalreporting.org>, 15.03.2009.
58. Guo Z., Tang D., Liu X., Zheng Z., **2008**. Gamma irradiation-induced Cd<sup>2+</sup> and Pb<sup>2+</sup> removal from different kinds of water. *Radiation Physics and Chemistry* 77, 1021–1026.
59. GUS, Główny Urząd Statystyczny, 2009. Dostępne na stronie: <http://www.stat.gov.pl/cps/rde/xchg/gus>, 24.01.2009.
60. Haas G., Wetterich F., Köpke U., **2001**. Comparing intensive extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83 (1-2), 43-53.
61. Hao M., Xu J., Zuo Y., **2000**. Application of artificial neural networks to environmental sciences. *Shanghai Environmental Science* 18 (11), 510–512.
62. Hea-Yung K., **2008**. A class of weighted multivariate normal distributions and its properties. *Journal of Multivariate Analysis* 99 (8), 1758-1771.

63. Hilsenhoff W.L., **1988**. Rapid field assessment of organic pollution with a Family-level Biotic Index. *Journal of the North American Benthological Society* **7**, 65 – 68.
64. Hu T.J., Wang H.W., Lee H.Y., **2007**. Assessment of environmental conditions of Nan-Shih stream in Taiwan. *Ecological Indicators* **7**, 430-441.
65. INE, Instituto Nacional de Ecologia, **2009**. Dostępne na stronie: [www.ine.gob.mx](http://www.ine.gob.mx), 15.03.2009.
66. Jackson T.A., Muir D.C.G., Vincent W.F., **2004**. Historical variations in the stable isotope composition of Mercury in arctic lake sediments. *Environmental Science & Technology* **38**, 2813-2821.
67. Jamson S., Wardman M., Batley R., Carsten O., **2008**. Developing a driving Safety Index using a Delphi stated preference experiment. *Accident Analysis and Prevention* **40**, 435-442.
68. Jiang D., Zhang Y., Hu X., Zeng Y., Tan J, Shao D., **2004**. Progress in developing an ANN model for air pollution index forecast. *Atmospheric Environment* **38**, 7055-7064.
69. Kanagaraj J., Chandra Babu N.K., Mandal A.B., **2008**. Recovery and reuse of chromium from chrome tanning waste water aiming towards zero discharge of pollution. *Journal of Cleaner Production* **16**, 1807-1813.
70. Karr J.R., Fausch K.D., Angermeier P.L., Yant P.R., Schlosser I.J., **1986**. Assessing biological integrity in running water: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey* **5**, 1–28.
71. Kasemir B., van Asselt M.B.A., Dürrenberg C., Jaeger C.C., **1999**. Intergrated assessment of sustainable development multiple perspectives in interaction. *International Journal of Environment and Pollution* **11** (4), 407-425.
72. Kim J.-W., Ki S.J., Moon J., Yoo S.K., Ryu A., Won J., Choi H., Kim J.H., **2008**. Mass load-based pollution management of the Han River and its tributaries, Korea. *Environmental Management* **41**, 12–19.
73. Kim S., Dale B.E., **2006**. Ethanol Fuels: E10 or E85 – Life Cycle Perspectives. *International Journal of Life Cycle Assessment* **11**, 117-121.
74. Kordylewski, **1999**. Spalanie i paliwa. Wydanie II poprawione i uzupełnione. Praca pod redakcją zbiorową Włodzimierza Kordylewskiego. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław. 137-187.
75. Kotnik J., Horvat M., Fajon V., Logar M., **2002**. Mercury in small freshwater lakes: a case study: lake Velenje, Slovenia. *Water, Air, and Soil Pollution* **134**, 319–339.

76. Krajnc, D., Glavic, P., **2005a**. How to compare companies on relevant dimensions of sustainability. *Ecological Economics* 55, 551-563.
77. Krajnc, D., Glavic, P., **2005b**. A model for integrated assessment of sustainable development. *Resources Conservation & Recycling* 43, 189-208.
78. Krottschek C., Narodoslavsky M., **1996**. The sustainable process index: a new dimension in ecological evaluation, *Ecological Engineering* 6, 241.
79. Król D., Lasota T., Nalepa W., Trawiński B., **2007**. Fuzzy System Model to Assist with Real Estate Appraisals. *The Twentieth International Conference on Industrial, Engineering & Other Applications of Applied Intelligent Systems, IEA/AIE-2007, Kyoto, Japan, Lecture Notes in Artificial Intelligence* 4570, 260-269.
80. Król D., Lasota T., Trawiński B., Trawiński K., **2008**. Investigation of evolutionary optimization methods of TSK Fuzzy Model for Real Estate Appraisal, *International Journal of Hybrid Intelligent Systems* 5 (3), 111-128.
81. Laudon H., Hruska J., Kohler S., Kram P., **2005**. Retrospective analysis and future predictions of snowmelt-induced acidification: Example from a heavily impacted stream in the Czech Republic. *Environmental Science & Technology*, 3197 – 3202.
82. Lawrence D.P, **1997**. Integrating Sustainability and Environmental Impact Assessment. *Environmental Management* 21, 23-42.
83. Lee, Y.-J., Huang, Ch.-M., **2007**. Sustainability index for Taipei. *Environmental Impact Assessment Review* 27, 505-521.
84. Lemly A.D., **2004**. Aquatic selenium pollution is a global environmental safety issue. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 59, 44–56.
85. Leopold L.B., Clarke F.E., Hanshaw B.B., Balsley I.R., **1971**. A procedure for evaluating environmental impact. *Geological Survey Circular* 645, Government Printing Office, Washington.
86. Li X.-M., Min M., Tan Ch.-F., **2005**. The functional assessment of agricultural ecosystems in Hubei Province, China. *Ecological Modeling* 187, 352-360.
87. Liang S.H., Bruce W., Menzel, **1997**. A new method to establish scoring criteria of the Index of Biotic Integrity. *Zoological Studies* 36 (3), 240–250.
88. Liu CH.-M., **2002**. Effect of PM2.5 on AQI in Taiwan. *Environmental Modeling & Software* 17, 29–37.
89. Liu G., Li X., Hu F., **2000**. The neural network forecasting of air pollutant concentrations. *China Environmental Science* 20 (5), 429–431.

90. Liu K.F.R., **2007**. Evaluating environmental sustainability: an integration of multiple-criteria decision-making and fuzzy logic. *Environmental Management* 39, 721-736.
91. Loh M.M., Soares J., Karppinen A., Kukkonen J., Kangas L., Riikonen K., Kousa A., Asikainen A., Jantunen M.J., **2009**. Intake fraction distributions for benzene from vehicles in the Helsinki metropolitan area. *Atmospheric Environment* 43, 301–310.
92. M.P. 1997 nr 16 poz. 146, Rezolucja Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 5 marca 1997 r. w sprawie skonkretyzowania działań Rządu w realizacji polityki zrównoważonego rozwoju.
93. M.P. 1999 nr 8 poz. 96, Rezolucja Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 2 marca 1999 r. w sprawie przedstawienia przez Radę Ministrów strategii zrównoważonego rozwoju Polski.
94. Maciak F., **2003**. Ochrona i rekultywacja środowiska. Wydanie III poprawione i uzupełnione. Wydawnictwo SGGW, Warszawa. 59-105.
95. Mackenzie B.R., Almesjo L., Hansson S., **2004**. Fish, Fishing, and Pollutant Reduction in the Baltic Sea. *Environmental Science and Technology* 38 (7), 1970-1976.
96. Microsoft, Microsoft w Polsce, **2009**. Dostępne na stronie: <http://www.microsoft.com/pl/PL/default.aspx>, 24.01.2009.
97. Modrzyński J., **2003**. Defoliation of older Norway spruce (*Picea abies* /L./ Karst.) stands in the Polish Sudety and Carpathian mountains. *Forest Ecology and Management* 181, 289–299.
98. Moreno D.A., Villora G., Soriano M.T., Castilla N., Romero L., **2005**. Sulfur, chromium, and selenium accumulated in Chinese cabbage under direct covers. *Journal of Environmental Management* 74, 89–96.
99. MOŚ, Ministerstwo Ochrony Środowiska, **2009**. Dostępne na stronie: <http://www.mos.gov.pl/> 12.01.2009.
100. Murena F., **2004**. Measuring air quality over large urban areas: development and application of an air pollution index at the urban area of Naples. *Atmospheric Environment* 38, 6195–6202.
101. Nader M.R., Salloum B.A., Karam N., **2008**. Environment and sustainable development indicators in Lebanon: A practical municipal level approach. *Ecological Indicators* 8, 771-777.
102. Narodslawsky, M., Krotscheck, C., **1995**. The sustainable process index (SPI): evaluating processes according to environmental compatibility. *Journal of Hazardous Materials* 41, 383.

103. NERI, National Environmental Research Institute, Dania, 2009. Dostępne na stronie: <http://www.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/netw.htm>, 15.03.2009.
104. Nijkamp P., Vreeker R., **2000**. Sustainability assessment of development scenarios: methodology and application to Thailand. *Ecological Economics* 33, 7-27.
105. O'Connor J.S., Dewling R.T., 1986. Indices of marine degradation: their utility. *Environmental Management* 10, 335–343.
106. Oktor K., Yılmaz S., Türker G., Erkuş E., **2008**. Speciative determination of Cr (III) and Cr (VI) in dyeing waste water of Dil Creek discharge to Izmit Gulf (Izmit-Kocaeli, Turkey) by ICP-AES. *Environment Monitoring Assessment* 141, 97–103.
107. Olewiler N., **2006**. Environmental sustainability for urban areas: The role of natural capital indicators. *Cities* 23, 184-195.
108. Ott W.R., Thom W.R., **1976**. A critical review of air pollution index systems in the United States and Canada. *Journal of the Air Pollution Control Association* 26, 460-470.
109. PAPL, Podział administracyjny Polski – województwa, powiaty, gminy i miasta, **2008**. Dostępne na stronie: <http://www.odleglosci.pl/podzial-administracyjny.php>, 24.01.2009.
110. Payraudeau S., Van der Werf H.M.G., **2005**. Environmental impact assessment for an arming region: a review of methods. *Agriculture Ecosystems & Environment* 107, 1-19.
111. Peters G.M., Maher W.A., Jolley D., Carroll B.I., Gomes V.G., Jenkinson A.V., McOrist G.D., **1999**. Selenium contamination, redistribution and remobilization in sediments of Lake Macquarie, NSW. *Organic Geochemistry* 30, 1287-1300.
112. PIOŚ, Powiatowy Inspektorat Ochrony Środowiska w Nowym Sączu, **2009**. Dostępne na stronie: <http://www.krakow.pios.gov.pl/menu/nouwysacz.htm>, 24.01.2009.
113. Pires J.C.M., Sousa S.I.V., Pereira M.C., Alvim-Ferraz M.C.M., Martins F.G., **2008 a**. Management of air quality monitoring using principal component and cluster analysis—Part II: CO, NO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> Atmospheric Environment 42, 1261–1274.
114. Pires J.C.M., Sousa S.I.V., Pereira M.C., Alvim-Ferraz M.C.M., Martins F.G., **2008 b**. Management of air quality monitoring using principal component and cluster analysis—Part I: SO<sub>2</sub> and PM<sub>10</sub> Atmospheric Environment 42, 1249–1260.
115. Plaut I., Borut A., Spira M., **1996**. Effects of various environmental conditions on growth and reproduction of the sea hare *Aplysia oculifera* (Adams and Reeve, 1850). *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology* 166 (8), 510 – 516.
116. PN-EN ISO 14040 - 14043:2006, Zarządzanie środowiskowe - Ocena cyklu życia – Zasady i struktura (oryg.).



117. POŚrPS, Program ochrony środowiska dla powiatu suskiego 2004-2007 z perspektywą do 2011 roku. Starostwo powiatowe w Suchej Beskidzkiej, Sucha Beskidzka, **2003**.
118. PRE, **2008**. Eco-indicator 99: life cycle impact assessment and ecodesign method. Dostępne na stronie: <http://www.pre.nl/eco-indicator99/default.htm>, 20.02.2008.
119. PS, Powiat Suski - Podbabiogórze, 2008. Dostępne na stronie: <http://www.powiatsuski.pl/>, 24.01.2009.
120. Raport o stanie zanieczyszczenia środowiska w powiecie suskim w 2000 roku. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie, Kraków, **2001**.
121. Raport o stanie zanieczyszczenia środowiska w powiecie suskim w 2001 roku. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie, Kraków, **2002**.
122. Raport o stanie zanieczyszczenia środowiska w powiecie suskim w 2002 roku. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie, Kraków, **2003**.
123. Raport o stanie zanieczyszczenia środowiska w powiecie suskim w 2003 roku. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie, Kraków, **2004**.
124. Raport o stanie zanieczyszczenia środowiska w powiecie suskim w 2004 roku. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie, Kraków, **2005**.
125. Raport o stanie zanieczyszczenia środowiska w powiecie suskim w 2005 roku. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie, Kraków, **2006**.
126. Raport o stanie zanieczyszczenia środowiska w powiecie suskim w 2006 roku. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie, Kraków, **2007**.
127. Ravetz J., **2000**. Integrated assessment for sustainability appraisal in cities and regions. Environmental Impact Assessment Review 20, 31-64.
128. RCT, Random Consistency Index, **2009**. Dostępne na stronie: <http://people.revoledu.com/kardi/tutorial/AHP/Consistency.htm>, 24.01.2009.
129. Reungoat P., Chiron M., Gauvin S., le Moullec Y., Momas I., **2003**. Assessment of exposure to traffic pollution using the ExTra index: study of validation. Environmental Research 38, 67-78.
130. Rodrigues G.S., Campanhola C., Kitamura P.C., **2003**. An environmental impact assessment system for agricultural R&D. Environmental Impact Assessment Review 23 (2), 177-187.
131. Rossaro B., Marziali L., Cardoso A.Ch., Solimini A., Free G., Giacchini R., **2007**. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. Ecological Indicators 7, 412-429.

132. Rotmans J., **1998**. Methods for IA: the challenges and opportunities ahead. *Environmental Modelling and Assessment* 3, 155-179.
133. Rotter A., Ficek Z., **1995**. Babia Góra – Babiogórski Park Narodowy. Wydawnictwo Karpaty, Kraków, 64.
134. Ruiz-Suarez J.C., Mayora O.A., **1994**. A neural network based prediction model of ozone for Mexico City. *Air Pollution* 2, 393-400.
135. Ruparelia J.P., Duttagupta A.K., Mukherji S., **2008**. Potential of carbon nanomaterials for removal of heavy metals from water. *Desalination* 232, 145–156.
136. Saaty T.L., **1980**. *Analytical Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation*, McGraw-Hill, New York.
137. Saaty T.L., **1995**. *Decision making for leaders: the analytic hierarchy process in a complex world*, RWS Publications, Pittsburgh.
138. Sakata M., Marumoto K., **2004**. Dry Deposition Fluxes and Deposition Velocities of Trace Metals in the Tokyo Metropolitan Area Measured with a Water Surface Sampler. *Environmental Science and Technology* 38 (7), 2190–2197.
139. Sakata M., Yukinori T., Takagi T., **2008**. Wet and dry deposition fluxes of trace elements in Tokyo Bay. *Atmospheric Environment* 42, 5913– 5922.
140. Salas F., Marcos C., Perez-Ruzaf A., Marques J.C., **2005**. Application of the exergy index as a ecological indicator of organically enrichment areas in the Mar Menor lagoon (south-eastern Spain). *Energy* 30, 2505-2522.
141. Salas F., Neto J.M., Borja A., Marques J.C., **2004**. Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal). *Ecological Indicators* 4, 215-225.
142. Sapkota A., Symons J.M., Kleissl J., Wang L., Parlange M.B., Ondov J., Breysse P.N., Diette G.B., Eggleston P.A., Buckley T.J., **2005**. Impact of the 2002 Canadian Forest Fires on Particulate Matter Air Quality in Baltimore City. *Environmental Science and Technology* 39 (1), 24–32.
143. Sarkar S.K., Saha M., Takada H., Bhattacharya A., Mishra P., Bhattacharya B., **2007**. Water quality management in the lower stretch of the river Ganges, east coast of India: an approach through environmental education. *Journal of Cleaner Production* 15, 1559-1567.
144. SF, Statistics Finland – Index of Environmental Friendliness, **2009**. Dostępne na stronie: [http://www.stat.fi/tk/yr/ye22\\_en.html](http://www.stat.fi/tk/yr/ye22_en.html), 20.02.2009.

145. Shehata S.A., El-Dib M.A., Abou Waly H., **1997**. Effect of Certain Herbicides on the Growth of Freshwater Algae. *Water, Air, and Soil Pollution* 100, 1–12.
146. Shin P.K.S., Lam W.K.C., **2001**. Development of a Marine Sediment Pollution Index. *Environmental Pollution* 113, 281-291.
147. Silva C., Quiroz A., **2003**. Optimization of the atmospheric pollution monitoring network at Santiago de Chile. *Atmospheric Environment* 37, 2337–2345.
148. Siracusa G., La Rosa A.D., Sterlini S.E., **2004**. A new methodology to calculate the environmental protection index (*Ep*). A case study applied to a company producing composite materials. *Journal of Environmental Management* 73, 275-284.
149. Sitarz, D., **1998**. Sustainable America: America's environment, economy and society in 21<sup>st</sup> century, Earthpress, Carbondale Ill.
150. Sokhi R.S., Mao H., Srimath S.T.G., Fan Sh., Kitwiroon N., Luhana L., Kukkonen J., Haakana M., Karppinen A., van den Hout K.D., Boulter P., McCrae I.S., Larssen S., Gjerstad K.I., San Jose R., Bartzis J., Neofytou P., van den Breemer P., Neville S., Kousa A., Cortes B.M., Myrvtveit I., **2008**. An intergrated multi-model approach for air quality assessment: Development and evaluation of the OSCAR Air Quality Assessment System. *Environmental Modelling & Software* 23, 268-281.
151. Sosa E.R., Bravo A.H., Mugica A.V., Sanchez A.P., Bueno L.E., Krupa S., **2009**. Levels and source apportionment of volatile organic compounds in southwestern area of Mexico City. *Environmental Pollution* 157, 1038–1044.
152. Świdarska-Bróż M., **1982**. Wpływ odczynu pH na toksyczność i usuwanie metali ciężkich z wód naturalnych. Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.
153. UNESCO, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, **2009**. Dostępne na stronie:  
<http://www.unesco.org/mabdb/br/brdir/directory/contact.asp?code=POL>, 24.01.2009.
154. Van Drooge B., Grimalt J., Camarero L., Catalan J., Stuchliak E., Torres Garcia C.J., **2004**. Atmospheric Semivolatile Organochlorine Compounds in European High-Mountain Areas (Central Pyrenees and High Tatras). *Environmental Science and Technology* 38, 3525-3532.
155. Vrščaj B., Poggio L., Marsan F.A., **2008**. A method for soil environmental quality evaluation for management and planning in urban areas. *Landscape and Urban Planning* 88, 81-94.

156. WEF, World Economic Forum, **2002**. An Initiative of Global Leaders of Tomorrow Environment Task Force, Pilot Environmental Performance Index. Dostępne na stronie: [http://www.ciesin.columbia.edu/indicators/ESI/EPI2002\\_11FEB02.pdf](http://www.ciesin.columbia.edu/indicators/ESI/EPI2002_11FEB02.pdf), 10.02.2009.
157. West J., Osnaya P., Laguna I., Martinez J., Fernandez A., **2004**. Co-control of Urban Air Pollutants and Greenhouse Gases in Mexico City. *Environmental Science and Technology* 38, 3474-3481.
158. WHO, Worldwide Health Organization, **2009**. Dostępne na stronie: <http://www.who.int/en/>, 24.01.2009.
159. Wiek A., Binder C., **2005**. Solution spaces for decision-making – a sustainability assessment tool for city-regions. *Environmental Impact Assessment Review* 25, 589-608.
160. Wigginton A., McSpirit E.S., Sims C.D., **2007**. Heavy Metal Accumulation in Hot Water Tanks in a Region Experiencing coal waste pollution and comparison between regional water systems. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 79, 405-409.
161. WIOŚ, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie, **2009**. Dostępne na stronie: <http://www.krakow.pios.gov.pl/>, 24.01.2009.
162. Wu J.T., **1999**. A Generic Index of diatom assemblages as bioindicator of pollution in the Keelung river of Taiwan. *Hydrobiologia* 397, 79–87.
163. Wu J.T., Kow L.T., **2002**. Applicability of a Generic Index for diatom assemblages to monitor pollution in the tropical river Tsanwun, Taiwan. *Journal of Applied Phycology* 14, 63–69.
164. Zereini F., Alt F., Messerschmidt J., Bohlen von A., Liebl K., Püttmann W, **2005**. Concentration and distribution of platinum group elements (Pt, Pd, Rh) in airborne particulate matter in Frankfurt am Main, Germany. *Environmental Science and Technology* 39 (9), 2983–2989.
165. Zielińska A., Chojnacka K., **2008**. Effect of light intensity, medium composition and mixing on the growth of *Chlorella Kessleri*. *Chemistry For Agriculture. Modern Chemical Technology in Agriculture and Environmental Protection* 9, 216-222.

## 10. Wykaz własnych publikacji

1. Czekaj M., Suhecki T.T., **2006**. Monitoring powietrza w powiecie Sucha Beskidzka w latach 1991-2005. W: Ochrona powietrza atmosferycznego. Osiągnięcia w nauce, energetyce i przemyśle. Praca zbiorowa pod red. A. Musialik-Piotrowskiej i J. D. Rutkowskiego. Wrocław : PZITS Sekcja Główna Inżynierii Ochrony Atmosfery, 35-38.
2. Czekaj M., Grzyb J., **2007**. Bacteriological contamination of Babia Góra massif streams. *Environment Protection Engineering* 33 (3), 67-88.
3. Czekaj M., Suhecki T.T., **2007**. Applying of air quality indexes in a local scale. *Polish Journal of Environmental Studies*. 16, 3B, 59-63.
4. Czekaj M., Suhecki T.T., **2008a**. An assessment of the natural environment in Poland according to indexes of environmental quality. *Polish Journal of Environmental Studies*. 17, 3A, 130-134.
5. Czekaj M., Suhecki T.T., **2008b**. An assessment of air condition in Sucha Beskidzka County, Poland, in 2000-2006 by the Index of Air Quality. *Polish Journal of Environmental Studies* 17, 3A, 125-129.
6. Czekaj M., Ševčík P., Suhecki T.T., **2009**. Air quality assessment of the Beskidy Mountains, Poland and Slovakia. *Journal of Air & Waste Management Association*, praca w recenzji.
7. Czekaj M., Krajnc D., **2009**. Sustainability assessment of regional development of the Sucha Beskidzka County - in Poland. *Journal of Environmental Management*, praca w recenzji.